



Titre: Influence des concentrations élevées de matière organique naturelle sur la performance de filières de traitement des eaux potables
Title:

Auteur: Loïc Sodoyer
Author:

Date: 2019

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Sodoyer, L. (2019). Influence des concentrations élevées de matière organique naturelle sur la performance de filières de traitement des eaux potables [Master's thesis, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/3884/>
Citation:

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/3884/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Benoit Barbeau
Advisors:

Programme: Génies civil, géologique et des mines
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Influence des concentrations élevées de matière organique naturelle sur la
performance de filières de traitement des eaux potables**

LOÏC SODOYER

Département de génie civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie Civil

Mai 2019

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé:

**Influence des concentrations élevées de matière organique naturelle sur la
performance de filières de traitement des eaux potables**

Présenté par **Loïc SODOYER**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Sarah DORNER, présidente

Benoit BARBEAU, membre et directeur de recherche

Michèle PRÉVOST, membre

DÉDICACE

*À ma plus belle découverte au cours de ma maîtrise,
celle qui m'a encouragée tous les jours pour
accomplir ce travail. À toi, mon amour !*

REMERCIEMENTS

Je voudrais prendre un instant pour remercier toute l'équipe de la Chaire de recherche. L'aide que vous m'avez apportée dans le cadre de ce projet a été précieuse. Votre professionnalisme et votre bonne humeur sont contagieux. Merci Yves "MacGyver" Fontaine pour ton support sur le pilote de concentration, merci Mireille Blais pour ton soutien sur celui de Mekanik, pas facile d'avoir des vannes qui font ce que l'on demande de faire ! Merci Julie Philibert et Jacinthe Mally d'avoir pris le temps de m'expliquer comment faire telle ou telle manipulation, ainsi que pour votre appui pour les analyses de COD et de THM. Merci Gabriel St-Jean, ton aide dans les analyses chimiques et dans les préparations de solution m'a sauvé bien du temps.

Merci également Mathieu Lapointe, récemment gradué de ton doctorat. Ta science de connaissant sur les jars tests a été très appréciée et tes explications encore plus. Merci Isabelle Papineau pour ton soutien et tes conseils lors de l'écriture de ce mémoire. Je n'oublie pas également toutes les autres personnes de la Chaire, qu'elles soient personnels ou étudiants. Ce fut très enrichissant d'échanger avec vous sur vos travaux et d'apprendre d'autres notions.

J'aimerais surtout témoigner toute ma gratitude à la personne qui m'a permis de réaliser ce projet, mon directeur de recherche Benoit Barbeau. Tu es une source d'apprentissage infinie. Dès le premier cours, tu as créé un intérêt en moi pour le traitement de l'eau potable. Et lorsque tu m'as offert l'opportunité de poursuivre mes études et de réaliser ce mémoire avec toi, je n'ai pas hésité un instant à embarquer dans l'aventure et je n'ai jamais regretté ce choix. Merci pour ta confiance, ta disponibilité, tes précieux conseils et ton soutien constant. J'espère que nous aurons de nombreuses occasions au cours des prochaines années afin d'échanger sur ce sujet si vital et passionnant qu'est le traitement de l'eau.

Un merci spécial à Sarah Dorner d'avoir accepté de présider ce jury ainsi qu'à Michèle Prévost pour avoir accepté de faire partie de ce jury.

Finalement, un très grand merci à ma famille et particulièrement à mes parents pour m'avoir soutenu et encouragé tout au long de ce projet et tout au long de mes études. Et un énorme merci à ma formidable petite amie, Élise Coulmy, qui m'a encouragée tout au long de ces derniers mois alors qu'elle préparait en même temps son propre projet de diplôme en France.

RÉSUMÉ

L'élimination de la matière organique de l'eau destinée à la consommation humaine est un enjeu primordial pour les municipalités et pour les fournisseurs d'équipements de traitement. Or, l'eau prélevée dans ce but peut subir une augmentation de la concentration en matière organique à n'importe quel instant, ce qui pourrait rendre les systèmes de traitement inefficaces. Il n'existe pas de courbe de réponse coagulant-pH versus concentration en carbone organique dissous pour les filières de traitement conventionnel. De même, pour les chaînes de nanofiltration, il n'existe pas d'étalonnage pour ajuster la vitesse de recirculation dans de telles situations. En outre, comme il s'agit d'événements rares dans le temps, il est très difficile de prélever un échantillon d'eau avec un pic de matière organique afin d'effectuer des tests et de voir l'influence qu'aurait une telle eau sur ces procédés.

L'étude complétée dans ce projet avait donc pour objectif de poser la base des recherches futures concernant la création de matière organique concentrée similaire à celle trouvée dans les cours d'eau et d'évaluer l'impact qu'aurait cette eau chargée sur des procédés standards de traitement. Pour ce faire la technique de concentration par osmose inverse a été utilisée, ce qui a permis de concentrer la matière organique de 10 à 20 fois la valeur initiale. Il a été confirmé que la matière organique ne subissait pas de modification majeure par analyses de fluorescence et par chromatographie, si ce n'est dans le cas d'eau faiblement chargée en COD à l'eau brute où des modifications plus importantes peuvent avoir lieu.

La filière de traitement conventionnel par coagulation a été testée avec diverses concentrations en matière organique et à partir d'eaux prélevées sur différents sites. Des eaux ayant des valeurs de concentration en carbone organique dissous allant d'une à trois fois la valeur en carbone organique dissous contenue dans les eaux prélevées ont été coagulées et comparées. Il apparaît que les doses d'alun permettant le meilleur abattement sont linéaires en fonction de la concentration en carbone organique dissous et que l'abattement de la matière organique va jusqu'à 75% pour certaines eaux. De plus, les sous-produits de désinfection indésirables, tels les trihalométhanes, dépendent de la qualité de l'eau produite, il est donc nécessaire d'obtenir le plus grand abattement de carbone organique dissous. Cependant, davantage d'essais permettraient d'affiner les courbes de prédiction des doses de coagulant nécessaires. Également, réaliser de la coagulation optimisée en ajustant le

pH et la dose de polymère permettrait d'augmenter encore plus la précision des courbes ainsi que d'optimiser l'abattement d'autres paramètres comme la turbidité.

Les eaux concentrées ont également été nanofiltrées afin de mesurer les effets qu'auraient une eau fortement chargée en matière organique sur le colmatage et sur la teneur en carbone organique dissous en sortie de procédé. Il a été démontré que les pertes de perméabilité étaient relativement faibles au cours des expériences (moins de 25%), mais qu'elles pouvaient être accélérées par un mauvais choix de vitesse de recirculation, trop faible ou trop élevée. Il est préférable de choisir une vitesse de recirculation faible ou modérée afin de limiter l'énergie consommée durant le traitement. L'abattement en carbone organique dissous n'est cependant pas influencé par la concentration initiale en carbone organique dissous mais d'avantage par la vitesse de recirculation. Il serait utile de tester davantage de vitesses de recirculation afin d'augmenter la base de données générée et de réaliser les mêmes expériences avec d'autres modules de nanofiltration.

ABSTRACT

The removal of organic matter is a major concern for municipal water facilities and treatment plant suppliers. But water sources can have a variation of organic matter concentration at any moment, which could make the treatment systems ineffective. There is no coagulant-pH versus dissolved organic carbon concentration curve for conventional process. Similarly, there is no existing calibration to adjust the recirculation rate of the nanofiltration process in such situations. However, these are rare events in time, so it is very difficult to take a sample of water with this peak of organic matter to perform tests and see the influence that such water would have on these processes.

The study completed in this project was intended to lay the foundation for future research on the creation of concentrated organic matter like found in rivers and to evaluate the impact that water would have on process treatment standards. To do this, the reverse osmosis concentration technique has been implemented which allowed concentrating the organic matter from 10 to 20 times the initial value without modifying it. It was confirmed by fluorescence analysis and chromatography that the organic matter did not undergo major modification. But low COD raw water may encounter more modification.

Regarding the conventional coagulation treatment process, waters from various places and various concentrations of organic matter have been tested. Water samples with dissolved organic carbon concentration values ranging from one to three times the dissolved organic carbon value in the collected water were coagulated and compared. Best abatement alun doses appear to be linear depending on the concentration of dissolved organic carbon and allow a reduction of organic matter up to 75% for some waters. In addition, by-products of disinfection, such as trihalomethanes, depend on the quality of the water produced, it is therefore necessary to obtain the greatest reduction of dissolved organic carbon. However, more tests would make it possible to refine the prediction curves of needed coagulant doses. Also, achieving optimized coagulation by adjusting the pH and the polymer dose would further increase the accuracy of the curves.

The concentrated waters were also nanofiltered in order to measure the effects that a water heavily loaded with organic matter would have on the clogging and on the dissolved organic carbon content at the end of the process. Permeability losses have been shown to be relatively low in the experiments (less than 25%) but could be accelerated by a poor choice of recirculation speed, too low or too high. It is best to choose a low or moderate recirculation rate to limit the pressure applied

to the membrane. The dissolved organic carbon reduction did not, however, influence the initial dissolved organic carbon concentration, but more so by the recirculation rate. It would be useful to test more recirculation rates, to increase the generated database, and to perform the same experiments with other nanofiltration modules.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	IX
LISTE DES TABLEAUX.....	XII
LISTE DES FIGURES.....	XIV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XVI
LISTE DES ANNEXES.....	XVIII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Mise en contexte.....	1
1.2 Problématique de recherche	2
1.3 Objectifs du projet.....	4
1.4 Structure du mémoire	5
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1 Caractéristiques de la matière organique	6
2.2 Méthodologie de la concentration de la matière organique	8
2.2.1 Historique du développement de la méthode de concentration.....	9
2.2.2 Fonctionnement de l’osmose inverse	10
2.2.3 Utilité de la concentration par osmose inverse.....	11
2.3 Traitement de la matière organique.....	12
2.3.1 Élimination de la matière organique par traitement conventionnel	12
2.3.2 Élimination de la matière organique par nanofiltration (NF).....	14

CHAPITRE 3	MÉTHODOLOGIE	19
3.1	Concentration de la matière organique.....	19
3.1.1	Étape 1 : Microfiltration (MF)	21
3.1.2	Étape 2 : Adoucissement par échanges d'ions (IX)	22
3.1.3	Étape 3 : Concentration par osmose inverse (OI)	22
3.1.4	Points d'échantillonnage sur le pilote	23
3.2	Caractérisation de la matière organique	24
3.2.1	Carbone organique dissous (COD)	24
3.2.2	Absorbance UV à 254 nm	25
3.2.3	Analyses en LC-OCD.....	25
3.2.4	Spectrofluorimétrie.....	25
3.2.5	Acidité (pH).....	26
3.2.6	Alcalinité	27
3.3	Traitement conventionnel.....	27
3.3.1	Coagulation/Floculation/Décantation.....	27
3.3.2	Trihalométhanes (THM) en conditions de formation uniforme (UFC)	29
3.4	Nanofiltration	29
3.4.1	Perméabilité.....	30
3.4.2	Abattement du carbone organique dissous.....	30
CHAPITRE 4	CARACTÉRISATION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE CONCENTRÉE..	31
4.1	Fleuve Saint-Laurent	31
4.2	Rivière-Des-Prairies	36
4.3	Rivière Mistassini.....	41
4.4	Comparaison des eaux.....	47

CHAPITRE 5	PERFORMANCE DU TRAITEMENT CONVENTIONNEL AVEC DES EAUX CONCENTRÉES	49
5.1	Essai de traitement conventionnel.....	49
5.1.1	Fleuve Saint-Laurent	49
5.1.2	Rivière-des-Prairies	50
5.1.3	Rivière Mistassini.....	51
5.1.4	Comparaison des sites	52
5.2	Formation de THM.....	57
CHAPITRE 6	IMPACT DE LA CONCENTRATION EN COD SUR LA PERFORMANCE DE LA NANOFILTRATION	60
6.1	Résultats de la nanofiltration sur le fleuve Saint-Laurent	60
6.2	Rivière-des-Prairies	64
6.3	Rivière Mistassini.....	66
6.4	Comparaison des performances de la nanofiltration pour les 3 types d’eaux étudiés....	68
CHAPITRE 7	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	70
7.1	Impact de la concentration de la MON sur sa composition	70
7.2	Influence de la MON concentrée sur son abattement par traitement conventionnel	70
7.3	Impact de la MON concentrée sur la filière de nanofiltration.....	71
7.4	Recommandations	71
BIBLIOGRAPHIE	74
ANNEXES	82

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4-1 : Propriété de la matière organique du fleuve Saint-Laurent	31
Tableau 4-2 : Répartition des fractions de COD lors des chromatographies (en $\mu\text{g C/ L}$ et en %)	33
Tableau 4-3 : Pics d'émissions typiques des FEEMs et valeurs des pics pour le fleuve Saint-Laurent	34
Tableau 4-4 : Caractéristiques des échantillons pour les tests de traitement	35
Tableau 4-5 : Pics de FEEM attendus et mesurés pour les ECx du fleuve Saint-Laurent	36
Tableau 4-6 : Propriété de la MO de la Rivière-des-Prairies	37
Tableau 4-7 : Répartition des fractions de COD lors des chromatographies (en $\mu\text{g C/ L}$ et en %)	38
Tableau 4-8 : Pics d'émissions typiques des FEEMs et valeurs des pics pour la Rivière-des-Prairies	39
Tableau 4-9 : Paramètres des ECx de la Rivière-des-Prairies.....	40
Tableau 4-10 : Pics de FEEM attendus et mesurés pour les ECx de la Rivière-des-Prairies.....	41
Tableau 4-11 : Caractéristiques de l'eau de la Rivière Mistassini.....	42
Tableau 4-12 : Répartition des fractions de COD lors des chromatographies (en $\mu\text{g C/ L}$ et en %)	43
Tableau 4-13 : Pic d'émissions typique des FEEMs et valeurs des pics pour la Rivière Mistassini	45
Tableau 4-14 : Paramètres des ECx de la Rivière Mistassini	45
Tableau 4-15 : Pics de FEEM attendus et mesurés pour les ECx de la Rivière Mistassini	46
Tableau 4-16 : Résumé des caractéristiques principales des différentes eaux au cours de la concentration	47
Tableau 5-1 : Paramètres de l'eau du fleuve Saint-Laurent pour les jars tests lestés	49
Tableau 5-2 : Doses de coagulant appliquées pour chaque test	50

Tableau 5-3 : Paramètres des eaux testées pour la Rivière-des-Prairies	51
Tableau 5-4 : Doses de coagulant appliquées pour les jars tests de la Rivière-des-Prairies	51
Tableau 5-5 : Conditions initiales des eaux de la Rivière Mistassini.....	52
Tableau 5-6 : Dose de coagulant appliquée	52
Tableau 5-7 : Concentration finale en COD des échantillons	57
Tableau 5-8 : Potentiel de formation de THM pour les trois eaux testées	58
Tableau 5-9 : Réactivité de THM en fonction de la concentration en COD pour les trois eaux testées	59
Tableau 6-1 : Paramètres de la pompe et de vitesse de recirculation (CFV : CrossFlow Velocity)	60
Tableau 6-2 : Caractéristiques des eaux testées du fleuve Saint-Laurent pour la nanofiltration ...	61
Tableau 6-3 : Caractéristiques des eaux testées de la Rivière-des-Prairies pour la nanofiltration.	64
Tableau 6-4 : Caractéristiques des eaux testées de la Rivière Mistassini pour la nanofiltration ...	66

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Carte des pics d'excitation et d'émission de la MO	8
Figure 2.2 : Représentation schématique pour déterminer les différentes résistances.....	17
Figure 3.1 : Schéma du pilote de concentration	20
Figure 3.2 : Pilote de concentration dans le laboratoire.....	21
Figure 3.3 : FEEM de l'eau Milli-Q	26
Figure 4.1 : Chromatogramme normalisé en COD du Fleuve Saint-Laurent	32
Figure 4.2 : FEEM de l'eau du Fleuve Saint-Laurent.....	34
Figure 4.3 : FEEM des ECx pour le Fleuve Saint-Laurent	35
Figure 4.4 : Chromatogramme normalisé en COD de la Rivière-des-Prairies.....	37
Figure 4.5 : FEEM de la MO de la Rivière-des-Prairies.....	39
Figure 4.6 : FEEM des ECx de la Rivière-des-Prairies.....	40
Figure 4.7 : Chromatogramme normalisé en COD de la Rivière Mistassini	43
Figure 4.8 : FEEM de l'eau de la Rivière Mistassini.....	44
Figure 4.9 : FEEM des échantillons ECx de la Rivière Mistassini	46
Figure 5.1 : Turbidité, abattement du COD et alcalinité finale en fonction des doses d'alun appliquées pour les différents sites.....	54
Figure 5.2 : Prédiction de la demande en coagulant pour les 3 eaux en fonction de la concentration en COD à l'EB	56
Figure 5.3 : Potentiel de formation de THM en fonction de la concentration de COD pour des eaux coagulées-décantées-filtrées.....	58
Figure 6.1 : Perméabilité en fonction du volume spécifique pour le fleuve Saint-Laurent avec des opérations à différentes vitesses de cisaillement.....	62
Figure 6.2 : Abattement du COD en fonction du taux de récupération	63
Figure 6.3 : Variation de la perméabilité en fonction du volume spécifique	64

Figure 6.4 : Abattement du COD en fonction du taux de récupération	65
Figure 6.5 : Variation de la perméabilité selon le volume spécifique de la Rivière Mistassini	66
Figure 6.6 : Abattement du COD en fonction du taux de récupération	67

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

La liste des sigles et abréviations présente, dans l'ordre alphabétique, les sigles et abréviations utilisés dans le mémoire ainsi que leur signification.

AHA	Acide halo-acétique
CFV	Cross Flow Velocity (Vitesse de recirculation)
COD	Carbone Organique Dissous
COT	Carbone Organique Total
EB	Eau Brute
EC	Eau Concentrée
ECx1	Eau Concentrée ayant le COD = COD de l'EF
ECx2	Eau Concentrée ayant le COD = 2 x COD de l'EF
ECx3	Eau Concentrée ayant le COD = 3 x COD de l'EF
ECx4	Eau Concentrée ayant le COD = 4 x COD de l'EF
EF	Eau Filtrée
EI	Eau Ionisée
IX	Adoucissement par échange d'ion
L ou Lp	Perméabilité
LMH	Litre par mètre carré par heure
MF	Microfiltration
mg/l	Milligramme par litre
MO	Matière Organique
MOD	Matière Organique Dissoute (ou DOM en anglais)
MON	Matière Organique Naturelle (ou NOM en anglais)
NF	Nanofiltration

ppm	parties par million (= mg/l)
RO/OI	Reverse Osmosis/Osmose Inverse
SUVA	Absorbance UV spécifique
THM	Trihalométhane

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Turbidité de l’eau du fleuve Saint-Laurent.....	82
Annexe B – Turbidité de l’eau de la Rivière-Des-Prairies.....	83
Annexe C – Turbidité de l’eau de la Rivière Mistassini	84
Annexe D – Abattement du COD sur l’eau du fleuve Saint-Laurent.....	85
Annexe E – Abattement du COD sur l’eau de la Rivière-Des-Prairies	86
Annexe F – Abattement du COD sur l’eau de la Rivière Mistassini	87
Annexe G – Alcalinité de l’eau du fleuve Saint-Laurent	88
Annexe H – Alcalinité de l’eau de la Rivière-Des-Prairies	89
Annexe I – Alcalinité de l’eau de la Rivière Mistassini.....	90

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

L'eau est une ressource essentielle pour l'être humain. Afin qu'elle soit suffisamment propre à la consommation, cette ressource doit être exempte au maximum de bactéries et de virus ainsi que de tous autres éléments pouvant être nuisibles. Un minimum de 20 litres d'eau est nécessaire à l'être humain pour son hydratation et son hygiène personnelle par jour (Organisation mondiale de la Santé (OMS), 2018). Cependant, la population québécoise consommait en moyenne plus de 500 litres par jour pour l'ensemble de ses besoins en 2014 selon le rapport annuel de l'usage de l'eau potable du Ministère des Affaires Municipales et de l'Occupation du Territoire (MAMOT) (2014).

Pour rendre potable une ressource, il est normalement nécessaire de traiter l'eau dans des stations de traitement. Le traitement est d'ailleurs obligatoire au Québec pour toutes les installations s'approvisionnant en eau de surface. En date de mars 2016, le Québec comptait plus de 230 telles stations de traitement d'eau potable selon le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC) (2017). Les installations de traitement sont, entre autres, dans l'obligation d'atteindre des objectifs de désinfection, de produire des eaux limitant la formation de sous-produits de désinfection ainsi que de maintenir une concentration résiduelle de chlore libre (ou de monochloramine) à l'entrée du réseau de distribution.

En mai 2000, une épidémie de gastro-entérite avait touché 1 346 personnes dans la municipalité de Walkerton en Ontario. L'analyse de la propagation de l'épidémie a démontré que le réseau de distribution d'eau potable de la municipalité a été la source de cette éclosion. La présence d'éléments pathogènes dans les sources d'eaux souterraines de la municipalité provenait du fumier des fermes avoisinant les puits d'eaux. Malheureusement, le système de traitement de la municipalité n'a pas réussi à faire face à la pointe de turbidité engendrée par cette pollution supplémentaire de fumier et à éliminer les pathogènes de l'eau ce qui a entraîné l'éclosion (Santé Canada, 2000).

Lors de la réalisation d'un projet de construction d'une installation de traitement d'eau potable (ou de sa mise à niveau), plusieurs éléments doivent être caractérisés afin de connaître les enjeux de

traitement de l'eau, par exemple la turbidité, la couleur, etc. Un des principaux enjeux est la réduction de la matière organique naturelle (MON) des eaux. En effet, la matière organique, caractérisée par la mesure du carbone organique dissous (COD), est précurseur de sous-produits de désinfection lors de l'ajout du chlore. Les installations doivent faire face à cette problématique à longueur d'année. Les principaux sous-produits de désinfection sont les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (HAA), dont les concentrations sont limitées par la réglementation dans le but de réduire les effets potentiellement néfastes pour la santé qui sont liés à la consommation d'une eau chlorée.

Depuis le 15 mars 2019, Santé Canada propose un document de conseils sur la matière organique naturelle dans l'eau potable en consultation publique. Il est donc probable de voir apparaître au cours des prochaines années une recommandation sur la valeur maximale de COD à l'eau traitée des stations de production présentement suggéré à moins de 2 mg C/L dans le document (Santé Canada, 2019).

1.2 Problématique de recherche

Lors de la conception d'une nouvelle installation ou de la mise en place d'un nouveau procédé de traitement dans une usine existante, les ingénieurs-conseils et les fournisseurs de technologies doivent évaluer la proportion d'une eau à former des sous-produits de désinfection. Cette formation dépend de la dose de chlore appliquée, du pH, du temps de contact et de la concentration et nature du COD présent dans les eaux. Or, la concentration de COD varie selon les saisons et les années (Diem et al., 2013; Sillanpää, 2015). De plus, certaines études (Hejzlar, Dubrovský, Buchtele, & Růžička, 2003; Kovacs, Ristoiu, Voica, & Moldovan, 2013; Lipczynska-Kochany, 2018; Sillanpää, 2015) suggèrent que les changements climatiques globaux puissent favoriser une hausse du COD des eaux de surface. Il est donc difficile lors du processus d'établissement d'une chaîne de traitement d'intégrer cette incertitude quant à la concentration de COD à l'eau brute :

- Quelle est la concentration maximale de COD à l'eau brute permise avant qu'on observe un dépassement des normes à l'eau traitée ?
- Est-ce qu'une hausse du COD à l'eau brute se répercute nécessairement par une hausse du COD à l'eau traitée ?

- Quels sont les impacts attendus d'une hausse du COD sur les conditions d'opération des procédés de traitement ?

D'un point de vue d'un concepteur, il est toujours possible de prendre une approche conservatrice en posant que le COD pourrait être à la hausse dans le futur. Ceci entraîne cependant des coûts additionnels pour leur client. Une autre option pour le concepteur consiste à exiger des garanties de performance de la part des fournisseurs de technologies. Par exemple, il est possible d'exiger à un manufacturier que la technologie soit en mesure de traiter une eau avec un COD de 10 mg C/L, par exemple. Or, les manufacturiers peuvent prendre un engagement vis-à-vis du respect de la norme pour un échantillon donné puisqu'il est facile de récupérer un échantillon de la rivière et de le tester en laboratoire. Il est, par contre, plus difficile de le garantir pour une valeur plus élevée, étant donné que celle-ci est un événement plus rare. Si la valeur élevée devait être attendue pour donner l'aval à un projet alors les délais seraient beaucoup plus longs. Actuellement, il n'existe pas d'autres options que (i) d'attendre une hypothétique pointe de COD et d'effectuer un prélèvement pour analyser la performance du procédé sélectionné ou (ii) de simplement prendre la chance de considérer que le procédé fonctionnera pour une valeur élevée, mais au risque d'un éventuel défaut de contrat pour le manufacturier. Un exemple permet de mieux comprendre la problématique qui se pose actuellement. Une municipalité possède une rivière avec une concentration moyenne de 10 mg C/L de COD, celle-ci exige une garantie de fonctionnement de l'équipementier pour une eau brute de 20 mg C/L. Cependant, ce dernier ne peut pas ou ne veut pas s'avancer sur cette valeur hypothétique (20 mg C/L) puisqu'il ne peut pas directement tester l'eau de la rivière avec cette dernière concentration. Au final, cette situation est délétère pour le manufacturier et pour le client qui a accès à une moins grande offre de technologies. La question de recherche est donc la suivante :

L'impact d'un COD élevée peut-il être prédit avec suffisamment de confiance pour permettre de fournir des garanties de performance ?

L'abattement de COD dépend dans une large mesure de l'efficacité de la coagulation. Dans un monde idéal, les municipalités posséderaient des courbes de réponse (coagulant-pH vs COD) pour leur filière de traitement conventionnel (coagulation, floculation, décantation, filtration). Dans la plupart des cas, les municipalités se basent cependant sur la turbidité et n'archivent pas de données de performances d'abattement du COD. Pour des usines utilisant plutôt des membranes de

nanofiltration (NF), la question du COD limite est également importante. L'élimination du COD dans ce type de membrane s'effectue en partie par réjection stérique, mais également en partie par diffusion. Dans ce dernier cas, toute hausse du COD à l'eau brute entraînera une hausse du COD au perméat. Une hausse du COD à l'eau brute pourrait également hausser la vitesse de colmatage, un phénomène qui peut être mitigé lors de la conception en limitant le flux membranaire ou en augmentant la vitesse de recirculation. La possibilité de tester une eau plus concentrée avant la période de conception représenterait une option intéressante pour le concepteur d'un futur système de coagulation ou de NF.

1.3 Objectifs du projet

Ce projet a pour objectif général de poser les bases de recherche pour générer une matière organique concentrée similaire à celle prélevée dans les cours d'eau, afin de permettre d'évaluer l'impact qu'aura cette matière organique concentrée sur les procédés de coagulation et de nanofiltration. Il ne faut pas s'attendre à obtenir des solutions complètes au problème actuel, mais plutôt des pistes de recherches supplémentaires pour les futurs travaux. Les objectifs spécifiques du projet sont les suivants :

1. Caractériser la matière organique naturelle concentrée de trois eaux canadiennes en implantant la technique de concentration de la MON par osmose inverse proposée par Serkiz et Perdue (1990),
2. Étudier l'impact de la concentration de matière organique naturelle à l'eau brute sur la performance de la filière de coagulation/floculation/décantation lestée,
3. Établir l'influence de la matière organique concentrée à l'eau brute sur le taux de colmatage et la réjection du COD pour une membrane de nanofiltration à fibres creuses.

Il a donc été posé quatre hypothèses de travail:

1. La matière organique naturelle concentrée des trois eaux possède les mêmes caractéristiques que leurs eaux brutes. Le processus de concentration n'induit donc pas de modifications sur la matière organique,

2. La concentration de coagulant à injecter suit une relation en fonction de la concentration initiale du COD dans l'eau à traiter. Cette relation est de 0,60 à 0,65 mg Al/ mg COT à un pH compris entre 6,0 et 6,5 (Edzwald, James K., 2016),
3. L'abattement du COD pour la filière de nanofiltration n'est pas influencé par la concentration initiale en COD.
4. Le colmatage est influencé par la vitesse de recirculation dans la filière de nanofiltration.

1.4 Structure du mémoire

Ce mémoire se développe autour de six chapitres. Le premier chapitre présente une revue de la littérature traitant des différentes notions fondamentales sur lesquelles repose cette étude. Il y est question de la caractérisation de la matière organique et de tous les paramètres utiles pour la comparer, de la concentration de la matière organique par osmose inverse, du fonctionnement de la filière de traitement conventionnel, et finalement de l'efficacité de la filière de nanofiltration. Dans un second chapitre, la démarche suivie pour effectuer les expérimentations est définie. Par la suite, le troisième chapitre présente les résultats de la concentration et de la caractérisation de la matière organique. Le quatrième chapitre expose les tests de traitement conventionnel effectués sur trois eaux canadiennes. Le cinquième chapitre traite des expériences réalisées sur la filière de nanofiltration. Finalement, le sixième chapitre tire les conclusions de ces recherches et apporte des recommandations générales pour la suite des travaux.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre présente une revue de la littérature existante afin de connaître l'état des recherches menées par d'autres équipes de chercheurs sur des sujets connexes. Elle va être réalisée en trois volets. Tout d'abord, la caractérisation de la matière organique sera étudiée. Par la suite, un axe discutant des travaux antérieurs de concentration de la matière organique à partir d'une source d'eau sera présenté. Le dernier volet porte sur l'élimination de la matière organique au sein des deux procédés qui seront examinés dans le cadre de cette maîtrise (NF et coagulation).

2.1 Caractéristiques de la matière organique

Il est important de s'arrêter un instant, pour bien comprendre l'élément qui va être suivi tout au cours de cette étude : la matière organique naturelle. Comme mentionné en introduction, cet élément est très important à connaître pour développer une filière de traitement des eaux potables.

La matière organique naturelle provient principalement de la décomposition des êtres vivants, qu'ils soient animaux, végétaux ou champignons ; elle se retrouve le plus souvent dans l'eau par transport depuis les sols lors des pluies. La MON est responsable des goûts et des odeurs dans l'eau, ainsi que de sa couleur, notamment de la couleur « thé » dans l'eau de tourbière.

La matière organique est un assemblage constitué de chaînes carbonées complexes avec ou sans cycles aromatiques. Bien sûr, il est possible d'y trouver de nombreux groupes fonctionnels (hydroxyl-, carboxyl-, phénolique, etc.) ce qui complexifiera davantage son traitement (Leenheer & Croué, 2003). Les acides humiques sont des macromolécules provenant de la dégradation chimique et biologique des plantes et des résidus d'animaux (Nyström, Ruohomäki, & Kaipia, 1996). L'eau peut comprendre aussi d'autres acides tels que des acides fulviques, mais aussi des protéines. Les acides humiques sont principalement composés de groupements carbone et oxygène, ainsi que de groupements phénol et carbonyle. Ils sont composés de molécules ayant des masses moléculaires apparentes allant de 100 à plusieurs millions d'unités de masse atomiques et sont non solubles dans des solutions de forte acidité. En comparaison, les acides fulviques possèdent davantage de groupements carboxyle et d'oxygène. Leurs poids apparents moléculaires sont plus réduits, entre 180 et 10 000 unités de masse atomique et sont solubles en présence d'acide fort (Chamoli, 2013; Sillanpää, 2015; Snoeyink & Jenkins, 1980; Xing, 2010).

Il est possible de diviser la matière organique en deux fractions, la matière organique particulaire et la matière organique dissoute (MOD). La matière organique particulaire est par convention toute la matière retenue sur un filtre de 0,45 micromètre. Elle peut être associée à la valeur de carbone organique particulaire. À l'inverse, la MOD est toute la matière qui passe à travers un filtre de 0,45 micromètre. La MOD peut être reliée à la valeur de carbone organique dissous (COD). La concentration de COD peut varier dans l'eau de 0,1 milligramme par litre (mg C/L) à 50 mg C/L dans les marais (Thurman & Malcolm, 1981).

En eau de surface, sur l'ensemble du territoire canadien, la concentration en carbone organique total (COT) varie en moyenne de 4,8 à 11,6 mg C/L dépendant de la région et pouvant atteindre des pointes de 16,2 mg C/L au 90^{ème} percentile dans le cas du Manitoba. Les concentrations en COT sont beaucoup plus faibles en eau souterraine et sont comprises en moyenne entre 2 et 4 mg C/L. (Santé Canada, 2019)

Un paramètre de caractérisation important à connaître est l'absorbance UV à 254 nanomètres (nm). En effet, de nombreuses études ont démontré que certains chromophores aromatiques présents dans la matière organique absorbent la lumière émise par les spectrophotomètres. L'absorbance UV₂₅₄ permet d'obtenir une idée globale de la concentration en MON dans l'eau. À partir de la concentration en COD et de l'absorbance UV, il est possible de définir l'absorbance UV spécifique (SUVA ou SUVA₂₅₄). Celle-ci est le ratio de la concentration en COD sur l'absorbance UV. À l'aide du SUVA, la matière organique peut-être classée selon sa classe préférentielle et principalement sa proportion en acides humiques. Plus la valeur du SUVA est élevée, plus l'eau est majoritairement composée d'acides humiques (Croue, Korshin, & Benjamin, 2000).

Il est également possible de caractériser la MON par sa taille. Plusieurs techniques ont été développées dans cette optique. Des séquences d'ultrafiltration ont permis de caractériser le COD par taille ; cependant, la répartition du poids moléculaire est fortement influencée par les paramètres de l'eau comme le pH, la force ionique, le type de membranes (Aiken, 1984; Amy, G. L., Collins, Kuo, & King, 1987). Une approche très efficace consiste à employer la chromatographie liquide à haute performance (high-performance liquid chromatography HPLC). Chin et al. (1994) ont utilisé cette technique pour évaluer la distribution moléculaire de leurs échantillons. Her et al. (2002) ont optimisé cette technique de séparation en couplant un détecteur

de COD permettant de faire les deux analyses en simultané tout en corrélant le pic d'absorbance UV avec le pic de COD en fonction du temps de rétention dans l'appareil.

La dernière méthode communément utilisée pour caractériser la matière organique est la spectrofluorimétrie. McKnight et al. (2001) décrivent très bien le procédé pour caractériser des acides fulviques dans l'eau. En effet, la réponse de l'intensité de l'excitation peut être mesurée en fonction de l'excitation et de l'émission UV. La fluorescence permet d'obtenir un graphique en trois dimensions permettant d'identifier les types d'acides ou de protéines qui sont contenus dans l'eau. Plusieurs scientifiques ont exploité la spectrofluorimétrie pour connaitre la composition de l'eau (Coble, 1996; Parlanti, W r , Geoffroy, & Lamotte, 2000). La figure 2.1 présente ces différentes zones (Chen, Westerhoff, Leenheer, & Booksh, 2003).

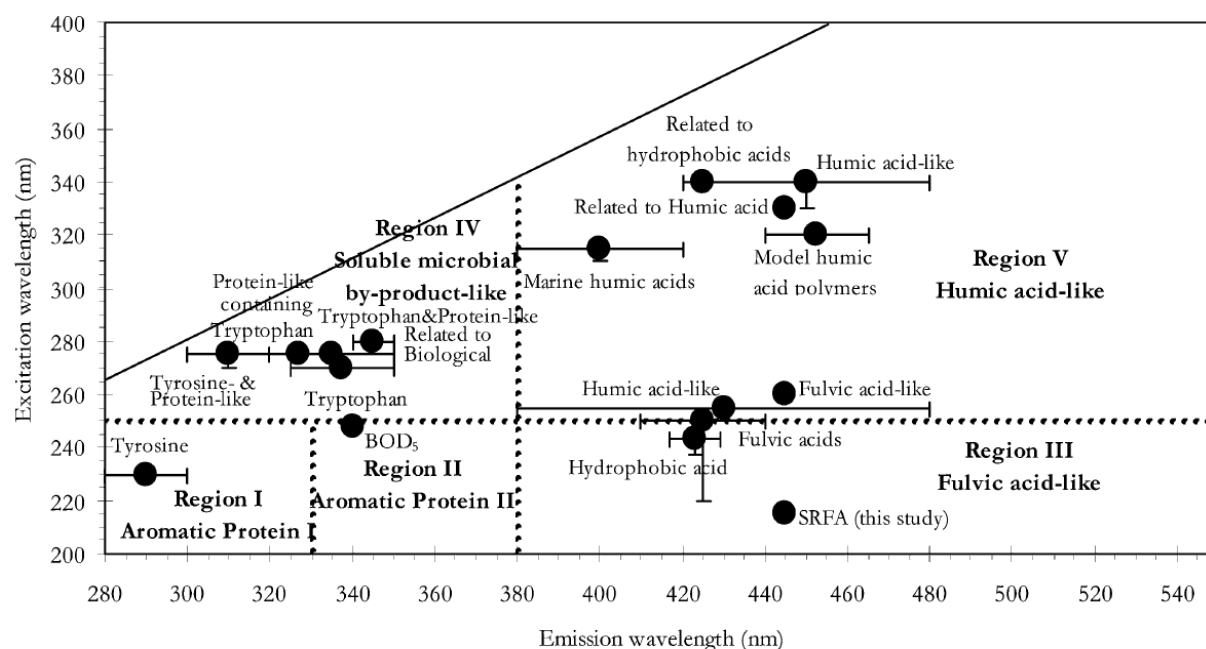


Figure 2.1 : Carte des pics d'excitation et d'émission de la MO

2.2 Méthodologie de la concentration de la matière organique

Dans cette section, les différentes méthodes utilisées pour concentrer la matière organique seront étudiées.

2.2.1 Historique du développement de la méthode de concentration

La concentration de la MON n'est pas une technique récente. En effet, au début des années 1990, Serkiz a fait une revue des différentes méthodes connues et a proposé la concentration de la MON de la Rivière Suwannee par osmose inverse (Serkiz & Perdue, 1990). Celle-ci permet d'isoler la matière organique dissoute, tout en limitant la perte de cette dernière par fractionnement. L'efficacité de nombreuses techniques est revue dans cet article. Shapiro (1957) avait concentré la MOD par évaporation sous vide, mais avec une récupération inférieure à 50 % de la MOD. Cette technique par évaporation a été améliorée par Beck et al (1974) en la couplant par un échange d'ion cationique et une lyophilisation. En 1975, Weber et Wilson (1975) ont proposé une technique de concentration par précipitation au plomb. Il a été possible d'extraire 65 % de la matière initialement présente, mais malheureusement l'échantillon était fortement altéré. Mantoura et Riley (1975) ont utilisé une résine échangeuse d'ions de type macroporeux. Grâce à celle-ci, et ayant abaissé le pH de l'échantillon à 2,2, ils ont obtenu une récupération comprise entre 75 et 92 %. Cependant, la grande variabilité dans les résultats ne permettait pas de conclure que la méthode était fiable. De plus une fraction de la MON n'est pas échangeable par résines. Au cours des 15 années suivantes, de nombreux groupes ont amélioré sur cette technique de concentration, c'est le cas de l'U.S. Geological Survey (Thurman & Malcolm, 1981).

Une autre alternative, l'ultrafiltration, s'est révélée inefficace (Buffle, Deladoey, & Haerdi, 1978; Kwak, W.P. Nelson, & Gamble, 1977). En effet, bien qu'elle permette de séparer la matière organique en plusieurs fractions de poids moléculaires, elle engendrait également une perte de 30 à 40 % de matière de par la taille trop élevée de ses pores, ce qui réduit de façon significative la qualité de la matière organique ainsi récoltée. Pour pallier ce problème, l'osmose inverse a été proposée (Kim, Chian, Saunders, Perdue, & Giabbai, 1988). Du côté de cette technique, les travaux de recherche ont été assez limités avant les années 1990, comme l'indiquent Serkiz et Perdue. Outre l'utilisation de cette méthode pour concentrer la MOD par quelques scientifiques en 1988 (Kim et al., 1988), l'osmose inverse a été plus étudiée pour sa capacité de traitement de l'eau (Ødegaard & Koottatep, 1982). Cependant, la proportion d'éléments inorganiques a être également concentrée par osmose inverse. La récupération de la MOD engendrée par cette technique est de l'ordre de 80 à 98 %, ce qui prouve que la méthode est efficace avec une faible perte de la MOD.

2.2.2 Fonctionnement de l'osmose inverse

Avant de se concentrer sur l'amélioration de la technique de concentration de la MOD par osmose inverse proposée par Serkiz et Perdue (1990), il est nécessaire de comprendre le fonctionnement d'une membrane d'osmose inverse. Lorsque deux solutions, dont l'une est un solvant et l'autre est un mélange d'un soluté et d'un solvant, sont séparées par une membrane semi-perméable au solvant, une migration du soluté va se faire à travers la membrane par diffusion. Ce phénomène est appelé l'osmose. Cette migration engendre un déplacement du niveau d'eau et une augmentation de pression nommée la pression osmotique. Si une pression est appliquée sur une solution concentrée en soluté et qu'elle est supérieure à la pression osmotique, alors il est possible à l'inverse de faire migrer le solvant présent dans le soluté vers le côté solvant de la membrane, cette manifestation se traduit comme l'osmose inverse (RO ou « Reverse Osmosis » en anglais) (Fritzmann, Löwenberg, Wintgens, & Melin, 2007).

Dans la plupart des cas, l'eau de mer sert au procédé, il s'agit alors de la désalinisation. L'apport en alimentation d'eau est souvent dans cette situation une eau saumâtre ou de l'eau de mer ; du côté perméat, l'eau est quasiment pure et à la sortie du concentrât, l'eau qu'elle soit saumâtre ou de mer, est plus chargée en sel que la concentration d'alimentation. La pression osmotique de l'eau de mer est de l'ordre de 27 atmosphères. Les pressions d'opération sont supérieures à 60 atm. Il s'agit donc d'une technique énergivore avec des coûts d'exploitation assez élevés (Fritzmann et al., 2007).

Il existe plusieurs types de membranes d'osmose inverse, les membranes peuvent être en fibres creuses ou spiralées, ce dernier type de module est le plus utilisé pour le traitement d'eau nécessitant l'aide de l'osmose inverse car il est possible d'installer plusieurs modules les uns derrière les autres et d'en faire des trains de filtration. Il est possible d'avoir plusieurs étages de trains de filtration. En effet, l'eau concentrée des trains du premier étage sert d'alimentation aux trains du deuxième étage, et ainsi de suite. Un maximum d'eau traitée est produit de cette façon, générant cependant de l'eau fortement concentrée en rejet. L'eau circule en règle générale de l'extérieur de la membrane vers l'intérieur (outside - inside). Un tube poreux au centre de la membrane permet de canaliser l'eau traitée.

2.2.3 Utilité de la concentration par osmose inverse

La technique de concentration par osmose inverse est donc bien développée depuis déjà deux décennies. Mais à quoi a-t-elle servi depuis ? Tout d'abord, cette technique a été utilisée pour caractériser les propriétés des eaux comme selon les techniques décrites à la section 2.1. À cet effet, la première étape a été de confirmer que la technique ne modifiait pas la matière organique. Comme le COD augmente considérablement lors de la concentration, il se pourrait que la matière organique se retrouve altérée et perde quelques propriétés importantes.

Kilduff et al (2004) se sont intéressés à la réactivité de la matière organique une fois isolée et concentrée sur le colmatage de membrane de nanofiltration. Par leur travail, ils ont démontré également que la matière organique ne variait pas lors de chromatographie d'exclusion de taille à haute pression.

Un des articles importants dans le domaine et qui a fortement servi dans le cadre de ce mémoire est celui de Rossman et al (2017). Ils ont comparé dans cet article l'efficacité de la concentration par osmose inverse et de la lyophilisation par rapport à la source d'eau (dans ce cas la Rivière Ohio). Les paramètres de la MON ont été étudiés pour trois eaux : l'eau brute, l'eau concentrée par osmose inverse et l'eau lyophilisée, à plusieurs reprises pendant un peu plus d'une année. Il a été démontré que les caractéristiques de l'eau ne variaient pas durant l'année, peu importe la méthode d'échantillonnage. Qu'il s'agisse de spectrofluorimétrie, de chromatographie liquide par exclusion de taille, ou bien encore d'absorbance UV, les paramètres mesurés sont semblables, quelle que soit la méthode (Rossman et al., 2017).

Plusieurs travaux scientifiques ont visé la détection des composés traces qu'il est impossible de quantifier avec une eau brute. Le fait de concentrer la matière organique permet aux appareils de mesures de détecter ces composés qui sont habituellement en très faible concentration. Une majorité des articles porte sur les sous-produits de désinfection. La présence de trihalométhanes (THM) et d'acides haloacétiques (AHA) est bien connue lors de l'ajout de chlore dans une eau contenant de la matière organique. Il est assez facile d'analyser ces deux grands groupes de sous-produits. Or leurs concentrations recommandées selon Santé Canada (2006, 2008) sont très faibles, respectivement 100 et 80 microgrammes par litres ($\mu\text{g/L}$). Mais d'autres sous-produits existent et ils sont très difficiles à relever par les appareils de détection s'ils ne sont pas en concentration suffisante, comme certains halogènes organiques totaux non-identifiés. Pressman et al. (2010) ont

démontré grâce à une technique de concentration que les 600 sous-produits de désinfection connus ne représentent qu'à peine un peu plus de 50 % en masse des sous-produits, ce qui signifie qu'il existe probablement encore plus de 500 sous-produits non identifiés et dont la toxicité n'est pas encore connue (Pressman et al., 2010). La concentration par osmose inverse induit un certain biais dans la MO et dans sa réactivité avec l'agent de désinfection. Ce biais est plus important que pour des échantillons qui auraient été lyophilisés, la concentration de 19 de 21 sous-produits de désinfection était non différenciable dans le cas des échantillons lyophilisés versus l'eau ultrafiltrée contre seulement 7 pour le cas des échantillons de MO concentrée par osmose inverse (Pressman et al., 2012).

La concentration de la matière organique par osmose inverse dans le but d'évaluer son impact sur les traitements n'a pas été étudiée à ce jour. Aucun écrit n'a été trouvé sur ce sujet à date.

2.3 Traitement de la matière organique

Dans cette section, les différents procédés de traitements les plus fréquemment utilisés au Québec vont être présentés afin de savoir ce qui est déjà connu sur leurs principes d'opération. Les traitements servent à enlever la turbidité, les particules, les bactéries et les virus, ainsi que la matière organique, cette dernière étant précurseur de sous-produits de désinfection comme vu précédemment.

2.3.1 Élimination de la matière organique par traitement conventionnel

Le traitement conventionnel est un ensemble de quatre procédés incluant la coagulation, la floculation, la décantation et la filtration granulaire. La coagulation est l'étape centrale pour assurer un abattement optimal du COD.

Dans le cadre de ce mémoire, la chaîne de coagulation/floculation/décantation sera étudiée en prenant le procédé de floculation lestée (ActifloTM) comme référence. Ce procédé est en application partout dans le monde avec plus de mille procédés en opération (Lapointe, 2018). Cette technologie est très efficace en raison de la possibilité d'utiliser des charges superficielles très élevées (jusqu'à 85 m/h autorisés par le MDDELCC (2018)), tout en maintenant un très bon enlèvement des floes.

Le traitement conventionnel permet de retirer la turbidité et la couleur de l'eau, ainsi que d'éliminer les particules en suspension et les agents pathogènes (Volk et al., 2000). Pour ce faire, l'ajout d'un

coagulant est nécessaire. Il s'agit d'une solution inorganique typiquement d'aluminium ou ferrique. Une fois hydrolysés, les ions trivalents de ces solutions (Al^{3+} et Fe^{3+}) réagissent avec les charges négatives des colloïdes (Duan & Gregory, 2003). Il existe une très large variété de coagulants comme les coagulants polymériques, ou bien les polymériques synthétiques inorganiques. Le choix du coagulant dépend des conditions de l'eau à traiter (Duan & Gregory, 2003; Jarvis, Jefferson, & Parsons, 2006). Un des points les plus importants à vérifier est le pH, car le processus de coagulation est fortement influencé par ce dernier (Budd et al., 2004; Yan, Wang, Qu, Ni, & Chow, 2008). Il est souvent nécessaire de procéder en amont à un ajustement du pH afin de maintenir de faibles variations de conditions de pH lors de l'ajout du coagulant. À cette étape, il est nécessaire qu'un mélange soit suffisamment important pour que le coagulant se disperse dans tout le volume d'eau à traiter permettant de regrouper toutes les particules sur le produit. Cette étape est appelée le mélange rapide ou « flash mix ». De nombreux paramètres influencent l'efficacité du procédé de coagulation. Le pH est le plus important paramètre influençant la coagulation. Son point optimal est autour de 5-6, dans la plupart des cas (Yan et al., 2008). De plus, la température, l'efficacité du mélangeur, le type de coagulant et la dose appliquée peuvent influencer l'efficacité de la coagulation et ont déjà bien été étudiés par de nombreux scientifiques (Sharp, Jarvis, Parsons, & Jefferson, 2006; Sillanpää, Ncibi, Matilainen, & Vepsäläinen, 2018)

Afin d'aider la croissance du floc, l'ajout d'un flocculant additif est très souvent utilisé et même obligatoire pour un procédé comme l'Actiflo. Il s'agit le plus souvent de polymère organique à base de polyacrylamide. L'objectif est de relier des groupes coagulants/particules (flocs) ensemble afin de former de longues chaînes de macromolécules plus lourdes permettant une décantation plus facile. La floculation permet d'augmenter le taux de collision entre les particules et de les agglomérer en flocs. La dernière étape consiste à faire décanter les flocs dans un bassin. Dans le cas d'un décanteur lesté, comme l'Actiflo® de Veolia, un microsable est ajouté avec le flocculant afin d'alourdir les flocs. Ces derniers décantent alors encore plus rapidement, permettant de réduire le nombre de bassins pour répondre au besoin de production. Ces trois étapes sont très rapprochées dans le temps. Il est donc tout à fait possible que les réactions de coagulation et de floculation se déroulent jusque dans le flocculateur et dans le décanteur respectivement (Gregor, Nokes, & Fenton, 1997).

Cependant, l'opération optimale pour éliminer la turbidité et la couleur n'est pas forcément celle optimale pour éliminer la matière organique (Yan et al., 2008). En effet, l'élimination de la MO est

influencée par les paramètres décrits précédemment, mais également, par ses propres caractéristiques, telles que la taille des particules, la charge,... (Świetlik, Dąbrowska, Raczyk-Stanisławiak, & Nawrocki, 2004). Il a été démontré que pour les mêmes conditions d'opération, l'élimination de la MO était plus efficace avec l'aide de coagulants ferriques qu'avec ceux à base d'aluminium; en effet pour une concentration de sulfate ferrique deux fois moins élevée, l'abattement en COT augmente de près de 20 % (Budd et al., 2004). D'autres coagulants polymères inorganiques tels que le sulfate polyferrique (PFS), le chlorure polyferrique (PFC), sont plus efficaces encore que le sulfate ferrique ou le sulfate d'aluminium (Jiang, J.-Q., 2015).

L'impact de faibles variations de MO dans les rivières a été déjà testé afin de vérifier l'efficacité de la filière de coagulation. Cependant, il ne s'agissait que de variations de 1 ou 2 mg/L de COD ; ainsi l'abattement en COD restait globalement le même pour des doses équivalentes de coagulant (Uyak & Toroz, 2007). De plus, de l'eau fortement chargée en COD (≈ 70 -80 mg/L COD) a été testée, mais ces eaux n'avaient qu'une variation de 1 à 2 mg/L de COD (Heiderscheidt, Leiviskä, & Kløve, 2016).

Une possible relation entre la dose de coagulant et la concentration en COT dans l'eau ayant pour valeur 0,65 mg Al/ mg COT à pH compris entre 6 et 6,5, et 1,0 mg Al/ mg COT pour un pH entre 7,0 et 7,5 (Edzwald, James K., 2016). C'est donc sur cette relation que se baseront les études de performance du traitement conventionnel dans ce mémoire.

2.3.2 Élimination de la matière organique par nanofiltration (NF)

La nanofiltration est une technique de traitement de type membranaire. La NF fait partie de ce groupe avec la microfiltration (MF), l'ultrafiltration (UF) et l'osmose inverse (RO). Comme le reste du groupe de membranes, la NF retient une certaine taille de particules. En effet, la NF a un seuil de coupure compris entre 100 et 10 000 Daltons (Thorsen, 2004). À titre d'information, la MON possède une masse molaire allant de 100 à plus de 100 000 Daltons, mais une proportion plus importante de molécules se situe en dessous du seuil de 1 000 Daltons (Ericsson & Trägårdh, 1997; Fan, Harris, Roddick, & Booker, 2001). L'élimination de la matière organique par nanofiltration semble être une bonne alternative aux chaînes de traitement conventionnel. Les modules de nanofiltration sont plus efficaces pour enlever la MO, tout en prenant globalement moins d'espace au sol que les chaînes de traitement conventionnel de coagulation/floculation/décantation/filtration (Ahn et al., 2004). L'applicabilité de cette

technologie demeure malgré tout limitée en raison de ses coûts plus importants. Il est possible de combiner les technologies. Dans le cas d'une chaîne basée sur la nanofiltration, au minimum un prétraitement par microfiltration sera requis à moins d'avoir une eau exempte de grosses particules. De même, il est envisageable de coaguler avant la nanofiltration. Cependant, il faut préfiltrer l'eau avant sa mise en contact avec la NF. La NF peut également servir de soutien à une chaîne plus classique afin d'affiner le travail déjà réalisé et d'éliminer les micropolluants par exemple (Bodzek, Konieczny, & Kwiecińska, 2011).

L'abattement de la MO en NF est principalement contrôlé par trois mécanismes, la diffusion, la ségrégation par taille et la répulsion de charge. Cependant, l'efficacité de la répulsion par charge diminue grandement quand les molécules à éliminer sont plus petites que la taille des pores de la membrane (Van der Bruggen, Schaep, Wilms, & Vandecasteele, 1999). La répulsion de charge est un facteur déterminant dans le cas de membranes de nanofiltration. Cependant, un risque potentiel est qu'en présence d'eau avec une force ionique importante, ce mécanisme de répulsion soit moins efficace. En effet, Hong et Elimelech (1997) ont démontré que plus la concentration molaire de solution NaCl est importante, plus le flux d'eau diminuait avec le temps d'opérations. Le flux d'eau a perdu près de 5×10^{-6} m/s après 70 heures d'opération. Ce mécanisme d'exclusion est connu sous nom de mécanisme de Donnan (Hong & Elimelech, 1997; Schaep, Van der Bruggen, Vandecasteele, & Wilms, 1998). L'hydrophobicité devient un paramètre majeur d'enlèvement lorsque les particules à retirer sont inférieures à la taille des pores de la membrane (Braeken et al., 2005). Le transport de la MO à travers la membrane est aussi bien influencé par convection que par diffusion. Le transport et la réjection comme mécanismes d'abattement ne sont pas encore complètement compris (Sillanpää, 2015). À l'inverse de l'ultrafiltration, plusieurs recherches ont démontré que le perméat de la NF pouvait contenir des particules de masse molaire supérieures au seuil de coupure de la membrane. Lee, Sangho et Lee (2007) ont obtenu des abattements de 93 à 96% du COD avec une membrane de 250 Da chargée négativement, mais ont montré que leurs perméats contenaient encore des molécules de MO de masse molaire apparente deux fois supérieure au seuil de coupure de la membrane. De la même façon, Ates et al (2009), en utilisant des membranes NF avec des seuils de coupure inférieure à 1 000 Da, réussissaient à abattre 85% du COD. Les grosses particules (~12 kDa) étaient retirées à 98%, cependant les petites particules (~1,8 kDa) étaient seulement retirées à environ 30 %.

L'abattement de la MO par les membranes de NF est très peu influencé par les paramètres suivants : la concentration en COD, le contenu humique identifié par SUVA, le pH et la force ionique (Cho, Amy, & Pellegrino, 2000; Glucina, Alvarez, & Laîné, 2000; Siddiqui, Amy, Ryan, & Odem, 2000; Ventresque, Gislou, Bablon, & Chagneau, 2000). La dureté calcique influence davantage avec le pH les performances de la NF que le type de MO traitée (Teixeira & Rosa, 2006).

Pour ce qui est des conditions d'opération, les études sont contradictoires sur l'abattement généré. Lee, Sangho et Lee (2007) ont observé que plus le flux de perméat était élevé, plus l'abattement du COD était faible avec des eaux de surface. Cependant, augmenter la pression transmembranaire produit un flux de perméat plus élevé et permet un abattement du COD relativement équivalent (Chang, Chen, Lin, & Chiang, 2009; Uyak, Koyuncu, Oktem, Cakmakci, & Toroz, 2008; Visvanathan, Marsono, & Basu, 1998). Une haute vitesse de recirculation et une faible pression transmembranaire permettent de réduire la perte de perméabilité dans les membranes de NF à pores étroits sans pour autant changer l'abattement (Alborzfar, Jonsson, & GrØn, 1998). De hauts taux de flux au perméat peuvent engendrer de lourds colmatages provenant du transport de soluté fortement chargé à travers la membrane et créer des couches de colmatage compact (Cho, Amy, & Pellegrino, 1999).

Un enjeu majeur en nanofiltration est le colmatage des membranes par les impuretés (Tang, Chong, & Fane, 2011). Il existe trois types de colmatage : le colmatage réversible physiquement, le colmatage réversible chimiquement et le colmatage irréversible. Le colmatage réversible physiquement est celui dont il est le plus simple de se débarrasser, un lavage avant (« forward flush ») ou un rétrolavage permet de retirer ce colmatage. Le rétrolavage est souvent plus efficace pour déloger le gâteau formé sur les pores de la membrane. Ces lavages peuvent être réalisés plusieurs fois dans une journée pour une usine, mais sont relativement courts. Lorsque l'efficacité du lavage physique n'est plus suffisante pour répondre aux besoins de production, en d'autres termes que la perméabilité est rendue trop faible, ou alors après un certain temps d'exploitation, un lavage chimique est réalisé. Le colmatage réversible chimiquement est un lavage avant, mais à l'aide d'un agent chimique (souvent une solution de NaOCl combiné avec du NaOH). Il permet de recouvrer une certaine valeur de perméabilité, mais qui ne sera jamais complètement égale à la valeur initiale. Cette différence de perméabilité est appelée le colmatage irréversible (Jiang, S., Li, & Ladewig, 2017). Le flux peut être lié à la résistance de la membrane face au colmatage selon la formule suivante :

$$J_v = \frac{\Delta P}{\mu(r_m + r_c + r_g + r_{a1} + r_{a2})}$$

Où J_v est le flux traversant la membrane (cm/s), ΔP est la pression transmembranaire (Pa), μ est la viscosité dynamique, r_m est la résistance hydraulique de la membrane (mesurable à l'aide de test en eau pure), r_c est la résistance à la concentration par polarisation, r_g est la résistance à la couche de gel et r_{a1} et r_{a2} sont la résistance absorption faible et forte respectivement (toutes les résistances sont en cm^{-1}). La figure 2.2 présente la représentation schématique pour estimer les différentes résistances (Cho et al., 2000).

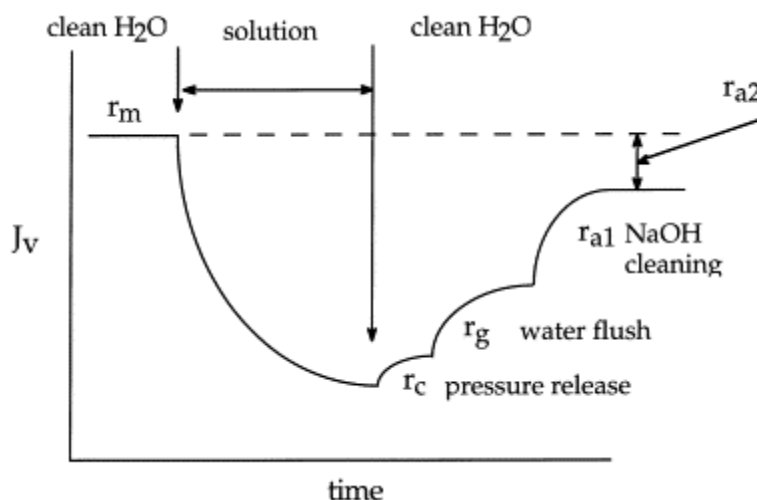


Figure 2.2 : Représentation schématique pour déterminer les différentes résistances

Différents paramètres influencent la vitesse du colmatage, cependant ils sont tous interreliés. Un des plus importants est bien sûr la qualité de l'eau. Une eau trop chargée entraînerait un colmatage et réduirait le flux de perméat (Zularisam, Ismail, Salim, Sakinah, & Ozaki, 2007). D'ailleurs, de nombreux scientifiques essayent de trouver des modèles prédictifs pour déterminer l'influence qu'aura la MO sur la récupération et la baisse de flux (Bacchin, Aimar, & Field, 2006; Cho, Amy, Yoon, & Sohn, 2002). Les conditions d'opérations ont également une incidence sur le colmatage. Ainsi les variations de flux d'opération peuvent engendrer des effets inverses à ceux prévus. Augmenter la vitesse de cross-flow a conduit à une faible amélioration pour Keucken et al. (2016), tout en dégradant la qualité de l'eau au perméat. À l'inverse, diminuer sensiblement la vitesse de cross-flow peut également nuire à la qualité de l'eau traitée. Le taux de récupération affecte aussi la qualité et l'efficacité du traitement. Comme mentionné plus haut, le fait d'avoir un prétraitement influence pareillement les conditions d'opération de la membrane. L'efficacité du nettoyage

chimique peut aussi affecter la qualité de la membrane (Amy, G., 2008). Finalement, l'addition d'ion calcium (Ca^{2+}) à la MO influence négativement le colmatage lorsque les pores de la membrane sont trop petits comme dans le cas de l'utilisation de membrane de nanofiltration, mais est sans incidence dans le cas de membrane d'ultrafiltration ou de microfiltration (Amy, G., 2008).

La perméabilité d'une membrane se définit par la capacité de celle-ci à traiter un volume d'eau par heure et par sa surface en fonction de la pression de fonctionnement ($\frac{L}{m^2.h.bar}$). De nombreux chercheurs ont travaillé à mieux comprendre ce qui se passe à l'intérieur de la membrane (Guo, W., Ngo, & Li, 2012; Pontié et al., 2007).

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

Dans un premier temps, les trois eaux étudiées dans le cadre de ce projet seront présentées. Ensuite, la méthodologie de concentration de MON sera d'abord présentée. Par la suite, les techniques de caractérisation de la MON et des techniques de traitement (coagulation et NF) sont détaillées.

Dans le cadre de ce projet, trois sites d'échantillonnage ont été retenus et sont présentés par ordre de réalisation :

- L'eau en provenance du fleuve Saint-Laurent. Celle-ci a été prélevée au niveau du puits d'eau brute de l'usine Charles-Jules Des Bailleurs à Montréal le 1^{er} octobre 2018.
- L'eau en provenance de la Rivière-des-Prairies. Celle-ci a été échantillonnée dans le puits d'eau brute de l'usine Chomedey à Laval, le 15 octobre 2018.
- L'eau en provenance de la Rivière Mistassini. Celle-ci a été extraite au puits d'eau brute de l'usine de Dolbeau Mistassini située au Saguenay-Lac Saint-Jean, le 21 novembre 2018.

Ces trois sources ont été choisies car elles présentent des caractéristiques de minéralisation et de COD très différentes, comme nous le verrons plus loin.

3.1 Concentration de la matière organique

La première étape afin de pouvoir tester les procédés à forte charge nécessite de concentrer la matière organique. Par simplification, il sera considéré dans ce mémoire que la matière organique prélevée est majoritairement naturelle. Les échantillons sont prélevés à partir des prises d'eau brutes des usines sélectionnées. En règle générale, 600 litres d'eau brute sont prélevés dans des barils de 200 litres, sauf dans le cas, de la Rivière Mistassini où 1000 litres ont été échantillonnés. Tous les échantillons d'eau sont conservés dans un réfrigérateur à 4°C au maximum une semaine avant d'être concentrés.

La figure 3.1 présente le schéma du système de concentration par osmose inverse.

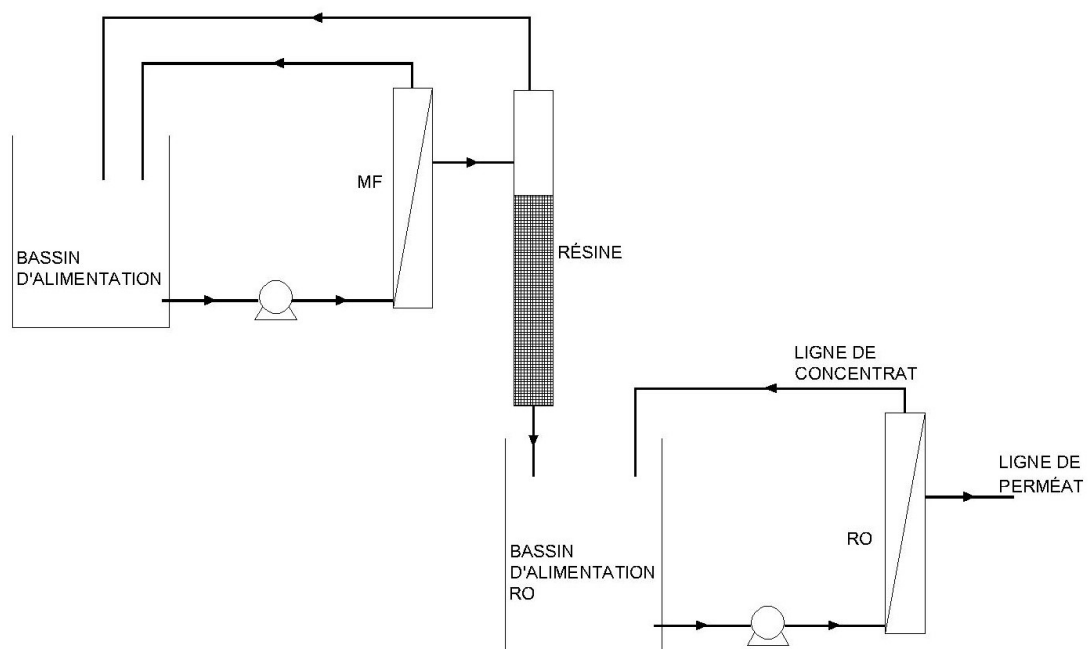


Figure 3.1 : Schéma du pilote de concentration

La figure 3.2 présente le montage tel que réalisé en laboratoire.



Figure 3.2 : Pilote de concentration dans le laboratoire

3.1.1 Étape 1 : Microfiltration (MF)

L'eau prélevée dans un baril de 200 L ou une cuve de 1000 L est transférée par gravité dans le réservoir d'alimentation de la MF. L'eau est alors pressurisée par une pompe centrifuge dans une membrane MF en céramique de type Ceramen® de Veolia aux alentours de 13 psig. Le module présente un diamètre de 4 pouces par 40 pouces de long lequel offre une surface totale de filtration de $2,2 \text{ m}^2$ pour une porosité de $0,2 \text{ micron } (\mu\text{m})$ ce qui permet d'assurer une élimination complète de la MO particulaire et de la turbidité. Cependant, une faible proportion de cette MOD sera retenue par la MF, un effet qui sera évalué dans le cadre de ce projet.

Après un essai, le nettoyage de la membrane s'effectue à l'aide d'une solution de 100 mL d'eau javel commerciale (NaOCl 5,25%) dilués dans le réservoir avec 20 L d'eau déminéralisée (eau DM). Cette solution est pompée en recirculation dans la MF pendant environ 1h. La vanne de perméat est en position fermée pendant cette étape. Par la suite, l'eau javellisée est évacuée et neutralisée. Le réservoir est de nouveau rempli en eau DM, puis l'eau circule à travers la MF et est envoyée à l'égout. Après 30 min de rinçage à l'eau DM, le module de MF est prêt à reprendre une nouvelle filtration.

3.1.2 Étape 2 : Adoucissement par échanges d'ions (IX)

Une colonne incluant 2,5 L de résines cationiques (Ambersep® 200H) est alimentée gravitairement par l'eau filtrée afin d'éliminer le calcium et magnésium avant l'étape de concentration. La résine est régénérée avant son utilisation de telle sorte qu'elle échange des ions H^+ contre la dureté de l'eau. Cette colonne a été conçue pour traiter jusqu'à 400 L d'eau. La vanne de sortie est ajustée manuellement pour maintenir une tête d'eau constante à au moins 30 cm au-dessus de la résine. Un débit moyen d'un à deux litres par minute est ainsi maintenu ce qui correspond à une vitesse de 30 à 60 m/h. L'eau ionisée, qui s'écoule gravitairement à travers la résine, se déverse dans un réservoir de 200L qui servira d'alimentation pour l'osmose inverse. L'eau doit être manipulée avec précaution puisqu'elle est à un pH compris entre 2 et 3.

L'utilité d'une résine sous cette forme est dans le but prévenir l'interaction entre l'ion Ca^{2+} et la MON lors de la concentration à l'étape d'osmose inverse. Ce lien calcium et matière organique est très fort et peut entraîner un colmatage dans la membrane d'osmose inverse.

Après chaque cycle d'adoucissement, la résine est rechargée en ions H^+ à l'aide d'une solution de HCl 5% (V/V). Cette solution est préparée à partir de 700 mL de solution à 37% de HCl diluée dans 6L d'eau Milli-Q. La solution à 5% est pompée en sens inverse du sens d'écoulement normal, permettant une expansion de la résine. La solution est évacuée dans un contenant pour déchet dangereux avant d'être neutralisée par NaOH . La résine est rincée par la suite à l'aide d'eau DM, toujours à contre-courant afin de maintenir la résine en expansion à un rythme de 600 mL/min.

3.1.3 Étape 3 : Concentration par osmose inverse (OI)

L'étape finale consiste à concentrer l'eau adoucie en opérant une membrane d'osmose inverse en mode de recirculation du concentrât. Pour se faire, l'eau est pressurisée à l'aide d'une pompe à

diaphragme d'Hydra-Cell (Modèle D10) laquelle permet de délivrer entre 100 et 1000 psig jusqu'à un débit de 15 L/min.

L'eau est pompée dans une membrane d'osmose inverse de DOW-FILMTEC(BW30-4040) qui offre une superficie de 7,2 m² et peut produire jusqu'à 9,1 m³/d de perméat. Elle peut également opérer en continu à des pH compris entre 2 et 11 et jusqu'à 600 psig en fonction du type de support de la membrane utilisé.

L'eau concentrée est recirculée en « cross-flow » jusqu'à obtenir un résiduel d'environ 30L dans le réservoir d'alimentation. Le débit de perméat de l'osmose inverse est maintenu à un débit compris entre 1 et 2 L/min. La pression de fonctionnement était comprise entre 100 et 150 psi pour un débit d'alimentation de 10 L/min soit un flux de 83 LMH (litres par mètre carré par heure). Il est à noter que le réservoir d'alimentation n'avait qu'une capacité de 200L et qu'entre 600L et 1000L ont été traités par site d'échantillonnage. Par conséquent les trois étapes de traitement (MF, IX et OI) se déroulent en simultané. Le réservoir de concentrât est donc continuellement alimenté par l'eau prétraitée au début de l'essai, jusqu'à ce que le système tourne en circuit fermé pour produire le concentrât final visé. L'eau de perméat alimente un réservoir de 200 L qui servira au nettoyage de la RO.

Une fois la concentration terminée, la RO est nettoyée à l'aide d'une solution de 30 L de NaOH 0,01 M. La solution est pompée pendant 30 min en recirculation sans sortie au perméat. Puis la pompe est arrêtée et la membrane est laissée à tremper pendant une heure. La pompe est alors remise en fonction pendant 30 min supplémentaires. La solution est par la suite remplacée par 40L d'eau de perméat pompée à travers la membrane pendant une heure supplémentaire et rejetée à l'égout. En cas d'arrêt prolongé, la membrane est immergée dans une solution de sodium métabisulfite (SMBS) à 1% (M/V).

3.1.4 Points d'échantillonnage sur le pilote

Après chaque étape de concentration (MF, IX, OI), un volume de 1L est prélevé dans une bouteille. Celle-ci est conservée à 4°C avant de procéder aux analyses présentées à la section suivante. Un échantillon d'eau brute est également prélevé.

De plus, lors de l'étape de MF, environ 120 L d'eau filtrée sont prélevés du pilote et transférés dans des barils de 20L afin de permettre les tests de référence de traitement présenté aux sections 3.3 et 3.4.

3.2 Caractérisation de la matière organique

La MO concentrée a été caractérisée afin de vérifier qu'il n'y a pas eu de dégradation ou sélection préférentielle de certaines fractions lors de la concentration. Les échantillons analysés seront :

- EB : Eau Brute telle qu'échantillonnée dans la rivière
- EF : Eau Filtrée par la microfiltration
- EI : Eau Ionisée par une résine échangeuse d'ions cationique en mode hydrogène
- EC : Eau Concentrée par l'osmose inverse
- ECx1, ECx2, ECx3, ECx4 : Eau générée à partir de l'Eau Concentrée ayant respectivement 1, 2, 3 et 4 fois la valeur de concentration en COD de l'eau filtrée.

Les ECx sont obtenues par dilution de l'EC avec de l'eau Milli-Q. Par la suite, le pH est réajusté à l'aide d'une solution de NaOH de 1M. L'alcalinité est ajustée avec une solution de NaHCO₃ à 1M pour les ECx1 à 3 afin que l'alcalinité respecte un ratio minimum de 2:1 avec la dose de coagulant qui sera appliqué lors des tests de coagulation.

Il a été choisi d'utiliser l'EF comme base de comparaison pour les ECx. En effet, l'EC ne contient plus de particules supérieures à 0,22 microns dû à la microfiltration et a donc une turbidité relativement faible (<1 UTN). Or, la turbidité lors des essais de coagulation a une certaine demande en coagulant. Pour vérifier l'efficacité du traitement et conclure que la dose de coagulant est équivalente entre l'ECx1 et l'EF, il faut donc un test de référence qui soit exempt de turbidité. De plus, la nanofiltration a besoin d'eau exempte de particules, sinon le filtre pourrait être endommagé.

3.2.1 Carbone organique dissous (COD)

Pour déterminer la concentration en COD, les échantillons sont prélevés dans des vials (flacons) « Carbon free » de 45 mL. Ces vials sont analysées sur un analyseur en ligne de carbone organique total (Sievers M5310C). Chaque échantillon est analysé en double afin de confirmer la valeur mesurée.

Après avoir été lavés 3 fois à l'eau avec du savon *VersaClean*TM, 3 fois à l'eau DM, 3 fois à l'eau Milli-Q, puis les vials sont placées pendant 4 heures au four à 500°C.

L'analyseur en TOC est vérifié avec des standards (10 mg C/L) de façon périodique (aux 2 mois).

3.2.2 Absorbance UV à 254 nm

L'absorbance UV est réalisée sur un spectromètre Cary 100 Scan de Varian présent au laboratoire. Cette analyse se fait à 254 nm. Une cellule de quartz de 1 cm est utilisée. Le zéro est fait à l'aide de la cellule remplie d'eau Milli-Q. Les valeurs sont prises en sur deux échantillons et si l'écart est supérieur à $0,015 \text{ cm}^{-1}$, alors un troisième échantillon est mesuré par l'appareil. Une fois l'ensemble des échantillons passés, la cellule est remplie de nouveau avec de l'eau milli-Q et l'écart mesuré avec le blanc doit être inférieur à $0,01 \text{ cm}^{-1}$ pour valider l'ensemble des mesures.

3.2.3 Analyses en LC-OCD

L'analyse par chromatographie liquide en COD a été réalisée à l'Université de Waterloo en Ontario, Canada. Ces analyses seront réalisées par l'équipe du professeur Sigrid Peldszus. Seulement trois types d'échantillons sont envoyés pour cette analyse, il s'agit des échantillons d'EB, d'EI et d'EC. Ils sont envoyés en double dans des vials de 45 mL « carbon free » et conservés à 4 °C durant le transport. Un rapport est transmis pour chaque échantillon. Le COD est catégorisé en deux fractions : chromatographique vs non-chromatographique selon qu'il a pu être détecté durant l'analyse. Le COD chromatographique est fractionné en cinq fractions : acides humiques, blocs élémentaires, acides de petit poids moléculaire, biopolymères et composés neutres de petits poids moléculaires. Les valeurs des fractions fournies par l'Université de Waterloo ont été comparées entre chaque étape de concentration afin d'évaluer les pertes potentielles en COD. Une évaluation d'EC réajustée a été faite afin de la comparer avec l'EB et sera calculée à partir de la valeur d'EC fournie laquelle est divisée par le facteur de concentration volumique.

3.2.4 Spectrofluorimétrie

Les eaux sont également analysées sur un spectrofluorimètre RF-5301 PC de Shimadzu avec le logiciel Panorama (Shimadzu). Une cellule de quartz de 1 cm est utilisée. Le zéro de l'appareil est fait avec la cellule remplie d'eau Milli-Q à une valeur d'excitation de 500 nm et une valeur de 600 nm en émission.

Les données sont récupérées et sont mises en graphique à l'aide d'un code Python développé à l'interne. Le code permet d'extraire les données d'excitation et d'émission et de les compiler dans un graphique en 3 dimensions à partir d'un fichier texte que le logiciel Panorama génère. Il est possible de traiter 4 échantillons d'eau en même temps.

De plus, la réponse des plages typiques pour les protéines, les acides fulviques et acides humiques sont relevés et comparés entre chaque étape de concentration afin de regarder si une fraction subie des modifications avec le processus de concentration.

L'eau de type Milli-Q n'apporte que de faibles quantités de protéines aromatiques, telles que présentées à la figure 3.3. La cellule utilisée pour la lecture du FEEM avait ces artefacts de protéines qui sont négligés par l'ajustement du blanc sur l'appareil avant d'exécuter les mesures de FEEM.

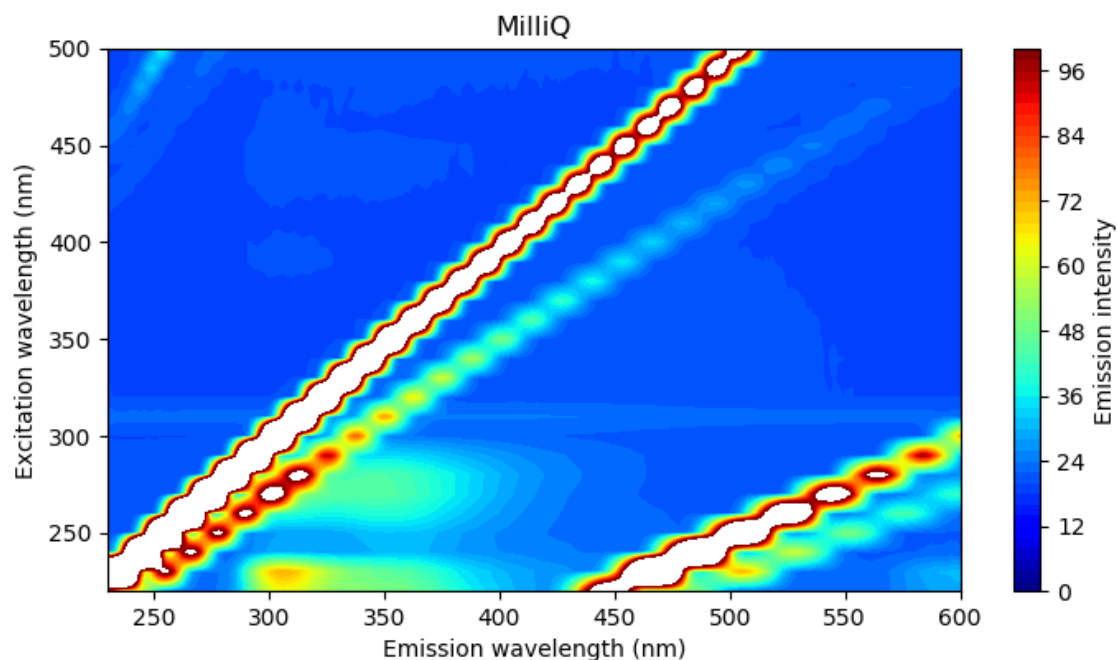


Figure 3.3 : FEEM de l'eau Milli-Q

3.2.5 Acidité (pH)

Le pH est mesuré à l'aide d'un pH-mètre (modèle) et d'une sonde pH calibrée tous les jours à l'aide de solution tampon pH 4, 7 et 10. Un temps d'attente d'une minute est laissé à l'électrode pour se stabiliser.

3.2.6 Alcalinité

L'alcalinité est mesurée avec la sonde de pH et une titration à l'aide d'une solution d'acide sulfurique 0,02N. Lors de la mise en place d'un échantillon de volume $V = 50$ mL d'eau, le pH est laissé se stabiliser. La valeur initiale A de hauteur d'acide dans la burette est notée. L'acide est versé dans l'échantillon jusqu'à atteindre une valeur de pH de 4,5, la descente de burette est notée B. Le titrage est poursuivi afin de descendre le pH de 0,3 unité soit autour de 4,2. La descente de burette est relevée et notée C.

L'alcalinité s'obtient selon la formule suivante :

$$\text{Alcalinité} \left(\frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{L}} \right) = \frac{(A - 2B + C) \times 0.02 \times 50\,000}{V}$$

Les échantillons ayant un pH inférieur à 4,5 ne sont pas mesurés, comme c'est le cas pour l'EI et EC.

3.3 Traitement conventionnel

Dans cette section, la méthode expérimentale utilisée pour tester en laboratoire une filière de traitement conventionnel est décrite.

3.3.1 Coagulation/Floculation/Décantation

Pour réaliser la chaîne de coagulation/floculation et décantation en laboratoire, il est nécessaire d'utiliser un kit de « Jar test ». Il s'agit d'un banc d'essai Phipps&Birds^{MD} composé de six réacteurs de 2 L équipés d'une pale et permettant un mélange à la vitesse désirée. Dans le cadre de cette étude, la décantation lestée est simulée. Le protocole de *Veolia* pour simuler l'Actiflo® est donc utilisé. Ainsi, il est possible de simuler un Actiflo® opérant à 40 m/h de charge superficielle. Cinq tests sont réalisés avec des doses de coagulant et des types d'eau différents :

1. L'Eau brute-microfiltrée (EF) (avec une plage large de doses de coagulants),
2. Répétition de l'essai 1, mais avec une plage plus étroite de doses de coagulant,
3. L'Eau Concentrée x 1 (ECx1) avec les mêmes doses que le test 2. Cet essai permet de valider si le comportement de l'eau réajustée pour un même COD se comporte de la même façon,

4. L'ECx2, ayant une valeur de COD égale à 2 fois le COD de l'EF,

5. L'ECx3, ayant une valeur de COD égale à 3 fois le COD de l'EF,

Le coagulant retenu pour cette recherche est l'alun (sulfate d'aluminium) fourni par Kemira. L'aide flocculant est l'Hydrex 3613 (VWST Canada). Il s'agit d'un polymère de type polyacrylamide cationique dosé à raison de 200 µg/L. Le pH visé pour réaliser l'expérience est compris entre 6,2 et 6,5 à 22°C. Le sable pour procéder au lestage des floes est prélevé à l'usine Pont-Viau située à Laval, QC, Canada.

Les paramètres principaux pour la simulation du procédé sont les suivants :

1. Coagulation : injection de l'alun et mélange à 300 rpm pendant 2 minutes
2. Flocculation :
 - a. injection du sable et de 50% de la dose de polymère, brassage à 150 rpm pendant 8 minutes
 - b. injection du restant de la dose de polymère après 2 minutes de flocculation
3. Décantation : arrêt de l'agitation après les 8 minutes de flocculation et 3 minutes de décantation
4. Le surnageant est filtré par la suite à l'aide d'un filtre 0,45 µm de Pall pour obtenir 1L.

Les caractéristiques des eaux qui sont étudiées sont :

- la turbidité de l'eau initiale et de l'eau décantée ; celle-ci est mesurée par un turbidimètre calibré une fois par semaine à l'aide de standard
- le COD de l'eau brute et filtrée
- l'absorbance UV de l'eau brute et filtrée
- l'alcalinité de l'eau brute et filtrée
- le pH de l'eau brute filtrée.

La turbidité est mesurée à l'aide d'un turbidimètre 2100N de Hach.

Aucune optimisation du pH et de la dose de polymère n'est réalisée. Il s'agit seulement de voir l'influence que possède la matière organique sur la dose d'alun à injecter.

3.3.2 Trihalométhanes (THM) en conditions de formation uniforme (UFC)

Le respect de la norme des THM est un enjeu réglementaire, contrairement à l'abattement du COD qui n'est pas normé au Canada. Il est de responsabilité provinciale de fixer une valeur de THM maximale à respecter. Il a donc été visé de vérifier si les eaux concentrées produisaient autant de THM après traitement conventionnel. Pour chaque eau (EF, ECx1, ECx2 et ECx3), le réacteur ayant le meilleur ratio entre l'abattement de la turbidité et l'abattement du COD sera échantillonné et soumis à une analyse du potentiel de formation selon la méthode de type UFC (« Uniform Formation Condition »). Le protocole spécifie l'application de chlore pendant 24h à une dose suffisante pour maintenir une concentration de 1.0 mg Cl₂/L après 24 h. Le protocole de chloration est basé sur l'article de Summers et al (1996). L'analyse des THM est basée sur la méthode 524.2 (U.S.EPA., 1992).

3.4 Nanofiltration

Pour tester la nanofiltration, le montage pilote automatisé de filtration simulant en laboratoire un procédé industriel sur un mini-module de filtration. Une membrane en développement servira pour les tests. Le module possède les caractéristiques suivantes :

- Perméabilité initiale de 13 LMH/bar (Litres par mètre carré par heure par bar) à 20°C
- Longueur des fibres de 240 mm
- 800 fibres
- Seuil de coupure compris entre 1200 et 1500 Daltons.

L'eau est filtrée en migrant de l'extérieur des fibres vers l'intérieur de celle-ci.

L'objectif est de simuler une usine avec un taux de récupération de 80%. Pour ce faire, le débit de perméat est fixé à 100 mL/min (soit un flux de 12,8 LMH/bar) avec un volume initial à filtrer d'environ 24L. L'opération est faite à flux constant et la variation de pression est mesurée. L'impact de l'opération à trois vitesses de filtration tangentielle a été étudié : 0,13 m/s, 0,25 m/s et 0,37 m/s. Deux eaux sont utilisées : l'eau filtrée lors de la concentration ou l'eau concentrée 4 fois. L'eau concentrée sera réajustée en pH à une valeur autour de 4 unités afin d'éviter d'endommager la membrane.

Après chaque test, la membrane est nettoyée à l'aide d'une solution de NaOH 0,01 M pendant une heure. Puis elle est rincée à l'eau Milli-Q pendant 30 min à 1 heure. Un test de perméabilité à l'eau pure est réalisé à la suite pour valider la valeur de perméabilité de la membrane nettoyée.

3.4.1 Perméabilité

La perméabilité sera suivie au cours de l'expérience et sera comparée entre les différents types d'eaux. La perméabilité notée L_p , se calcule selon l'équation suivante :

$$L_p = \frac{\text{Flux normalisé à } 20^\circ\text{C}}{\text{Pression transmembranaire}}$$

Le flux normalisé (J_{20}) est le flux de perméat (J_T) ramené à 20°C selon l'équation suivante :

$$J_{20} = J_T \times (1.784 - 0.0575 \times T + 0.0011 \times T^2 - 10^{-5} \times T^3)$$

La pression transmembranaire (PTM) s'obtient de la façon suivante :

$$PTM = \frac{P_{\text{alimentation}} + P_{\text{concentrat}}}{2} - P_{\text{perméat}}$$

La perméabilité sera tracée en fonction du volume spécifique filtré. Le volume spécifique (L/m^2 de membrane) permet d'avoir la même base d'échelle entre les expériences puisque le même volume de production d'eau est désiré.

3.4.2 Abattement du carbone organique dissous

L'abattement du COD dissous est également suivi au cours de l'expérience. Il est analysé par la même technique que celle utilisée lors de la caractérisation du COD, présentée précédemment dans ce rapport à la section 3.2.1. L'abattement est tracé en fonction du taux de récupération d'eau afin de voir son évolution au cours du traitement.

CHAPITRE 4 CARACTÉRISATION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE CONCENTRÉE

Dans les trois prochains chapitres, les résultats de chaque expérimentation seront présentés, analysés et discutés.

4.1 Fleuve Saint-Laurent

Pour la concentration de l'eau du fleuve Saint-Laurent, trois barils de 205L (55 gallons) d'eau brute ont été rapportés au laboratoire. Sur les 600L d'eau qui ont été microfiltrés, 510L ont été passés sur la résine et concentrés par osmose; le reste (90L) a été stocké dans des chaudières pour faire les tests de traitements de référence, l'eau brute microfiltrée servant de condition témoin pour les essais de traitabilité. Après l'étape de concentration, il ne restait que 43L en recirculation. Une réduction du volume de 11,8 fois a été observée. Le tableau 4-1 présente les caractéristiques de l'eau. Il a été possible d'atteindre une concentration de COD 10,6 fois supérieure à la valeur de l'EF dans le concentrât.

Tableau 4-1 : Propriété de la matière organique du fleuve Saint-Laurent

	<i>EB</i>	<i>EF</i>	<i>EI</i>	<i>EC</i>
<i>COD (mg C/L)</i>	4,56	2,50	3,73	26,5
<i>UV (cm⁻¹)</i>	0,0373	0,0291	0,0270	0,2655
<i>SUVA (L/mg.m)</i>	0,82	1,16	0,72	1,00
<i>pH</i>	8,12	7,65	3,10	2,55
<i>Alcalinité (mg CaCO₃/L)</i>	86	82	-	-
<i>Facteur de Concentration (COD)</i>	-	1,00	-	10,6

EB : Eau brute, ***EF*** : Eau brute microfiltrée, ***EI*** : EF traitée par résine, ***EC*** : Concentrât de la RO

La concentration a pris environ 8 heures à compléter, l'étape de microfiltration sur la membrane *Ceramen* étant la plus longue du fait de la pompe qui était dans l'impossibilité de fournir une pression supérieure à 12-15 psi.

La figure 4.1 présente le chromatogramme extrait de l'analyse LC-OCD réalisée à l'université de Waterloo, en Ontario. Celui-ci est normalisé par rapport à la valeur en COD dans chaque échantillon. Il est facile de constater que les pics sont situés pour l'ensemble aux mêmes temps de

rétenion dans l'appareil. Il n'y a donc qu'une très faible variation de la MO, au niveau de la plage 60-80 minutes de rétenion.

Les différentes fractions de COD ont été extraites et sont présentées au tableau 4-2. Elles ont été extraites selon la méthodologie de Huber et al. (2011) qui catégorise les pics sous (par ordre de

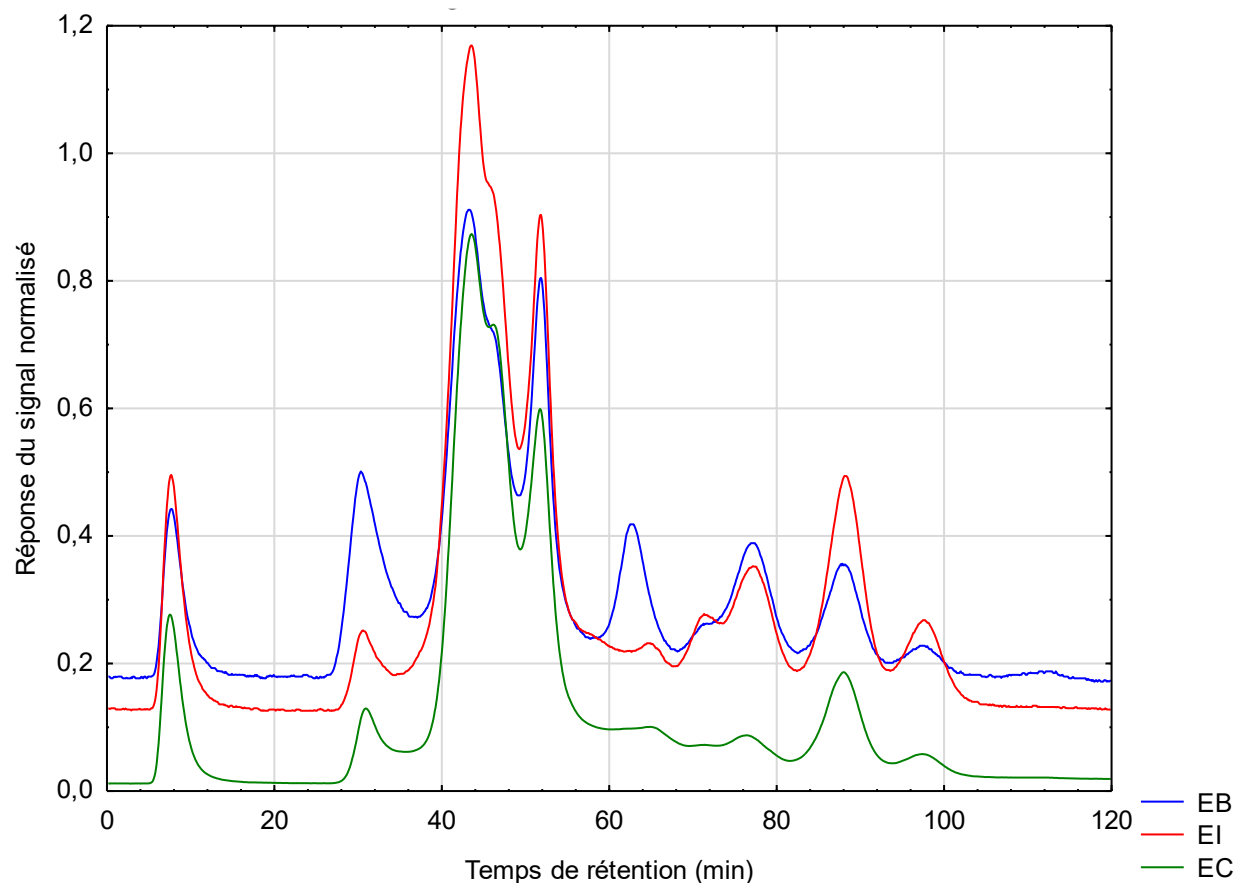


Figure 4.1 : Chromatogramme normalisé en COD du Fleuve Saint-Laurent

taille décroissante) les biopolymères, les substances humiques, les blocs élémentaires, les acides de faible poids moléculaire et les composés neutres de faibles poids moléculaires. Les valeurs de l'EC réajustées sont calculées à partir des valeurs des fractions de l'EC et du ratio de volume de l'EB sur l'EC afin d'estimer les pertes de COD causées par le processus de concentration. Le COD initial de l'EB était de 3,44 mg C/L. À la suite de la concentration volumique de 11,8 fois, cette valeur a été abaissée à 1,86 mg C/L ce qui indique des pertes de 1,58 mg C/L ou 46%. Les biopolymères composent environ 13% du COD initial; cette fraction est abaissée à 4-5% après les étapes de MF et IX. Il y a donc eu une perte de 0,5 mg C/L. Les molécules de masses molaires faibles acides/humiques subissent une perte de 50% entre les étapes de concentration. Au niveau

des substances humiques et des blocs élémentaires, les concentrations sont de 1,20 mg C/L et 0,41 mg C/L dans les eaux brutes. Dans les eaux concentrées corrigées pour le facteur de dilution, ces concentrations sont plutôt de 0,85 et 0,31 mg C/L, soit des baisses de 29% et 24% respectivement.

Tableau 4-2 : Répartition des fractions de COD lors des chromatographies (en µg C/ L et en %)

	<i>BP</i>		<i>HS</i>		<i>BB</i>		<i>LMW</i> <i>Acids/humics</i>		<i>LMW neutrals</i>		<i>CODC</i>
<i>EB</i>	461	13%	1201	35%	411	12%	282	8%	1085	32%	3440
<i>EI</i>	129	4%	1093	38%	428	15%	219	8%	1039	36%	2908
<i>EC</i>	1151	5%	10019	46%	3634	17%	1658	8%	5438	25%	21901
<i>EC</i> <i>réajustée</i>	98	5%	849	46%	308	17%	141	8%	461	25%	1856

BP : BioPolymères, **HS** : Substances Humiques, **BB** : « Building Blocks », **LMW** : « Low-Molecular Weight », **CODC** : COD chromatographique (somme des 5 fractions)

De la même façon, les résultats de la spectrofluorimétrie par excitation et émission (FEEM) sont présentés à la figure 4.2.

Le tableau 4-3 montre les plages typiques de protéines et d'acides fulviques et humiques mis en évidence lors de spectrofluorimétrie (Subhi, Henderson, Stuetz, Chen, & Le-Clech, 2011) ainsi que la valeur des pics qui a pu être relevée sur les échantillons d'eau du fleuve Saint-Laurent. La différence d'intensité entre l'EB et l'EF est due simplement à l'étape qui se réalise entre les deux échantillons, la microfiltration. En effet, la MO particulaire est éliminée à cette étape, chaque classe de la MO est affectée. Ainsi, selon la figure 2.1 (Chen et al., 2003), l'eau est majoritairement composée d'acides fulviques ainsi que d'un peu de protéines aromatiques et d'acide humiques. Les échantillons ont été dilués à une concentration de COD à 1 mg C/L avant d'être analysés. Les valeurs d'intensité mesurées sont similaires pour l'EB et l'EC, il y a donc peu de modifications lors de la concentration.

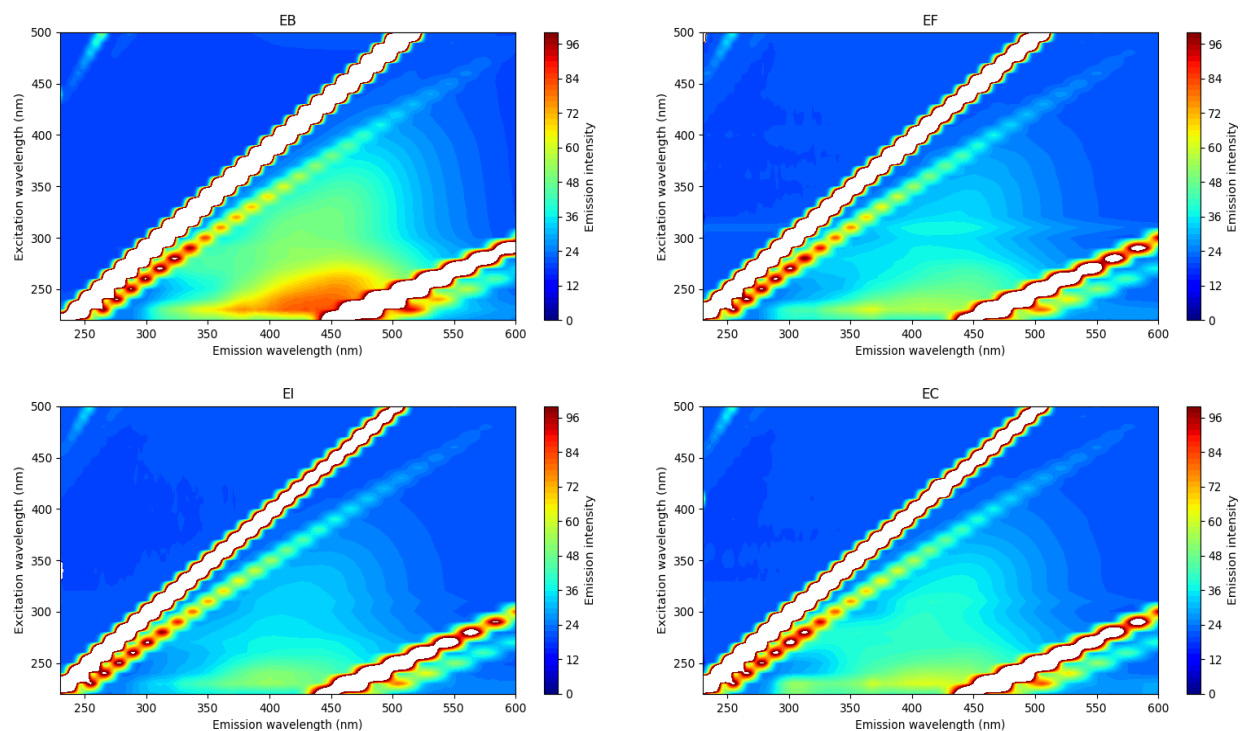


Figure 4.2 : FEEM de l'eau du Fleuve Saint-Laurent

Tableau 4-3 : Pics d'émissions typiques des FEEMs et valeurs des pics pour le fleuve Saint-Laurent

	Plage typique		Intensité Max (<i>I max</i>)							
			EB		EF		EI		EC	
	<i>Ex (nm)</i>	<i>EM (nm)</i>	<i>Ex (nm)</i>	<i>I max</i>	<i>Ex (nm)</i>	<i>I max</i>	<i>Ex (nm)</i>	<i>I max</i>	<i>Ex (nm)</i>	<i>I max</i>
<i>Protéine type</i>	275	310	280	80,2	280	74,8	280	71,8	280	83,5
<i>Acides fulviques</i>	220-240	410-450	230	367	230	263	230	239	230	300
<i>Acides humiques</i>	340-360	400-430	350	41,5	350	34,7	350	35,0	350	37,0

EX : Excitation, **EM** : Émission, **EB** : Eau brute, **EF** : Eau brute microfiltrée, **EI** : EF traitée par résine, **EC** : Concentrat de la RO

Les informations obtenues par FEEM et LC-OCD sont confirmées par la valeur du SUVA trouvée. En effet, cette dernière étant relativement faible, l'eau du fleuve Saint-Laurent est peu chargée en acides humiques.

Les échantillons ECx ont également été caractérisés afin de connaître leurs propriétés. Celles-ci sont présentées au tableau 4-4.

Tableau 4-4 : Caractéristiques des échantillons pour les tests de traitement

	<i>EF</i>	<i>ECx1</i>	<i>ECx2</i>	<i>ECx3</i>	<i>ECx4</i>
<i>COD (mg C /L)</i>	2,50	2,52	5,71	7,79	10,7
<i>pH</i>	7,65	6,40	6,50	6,30	7,60
<i>Alcalinité (mg CaCO₃/L)</i>	82	103	74	80	64
<i>Facteur de Concentration (COD)</i>	-	1,01	2,28	3,12	4,29

EF : Eau Filtrée, *ECx1* : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'*EF*, *ECx2* : Eau Concentrée 2x en COD, *ECx3* : Eau Concentrée 3x, *ECx4* : Eau Concentrée 4x

Les échantillons sont préparés en volume de 12L pour les échantillons ECx 1 à 3 et en volume de 3 x 30L pour ECx4. À chaque préparation, le pH et l'alcalinité sont réajustés (pH cible : 7,6 et alcalinité ciblée : 82 mg CaCO₃/L). Ils ont également été caractérisés par FEMM. Les graphiques du FEEM sont présentés à la figure 4.3.

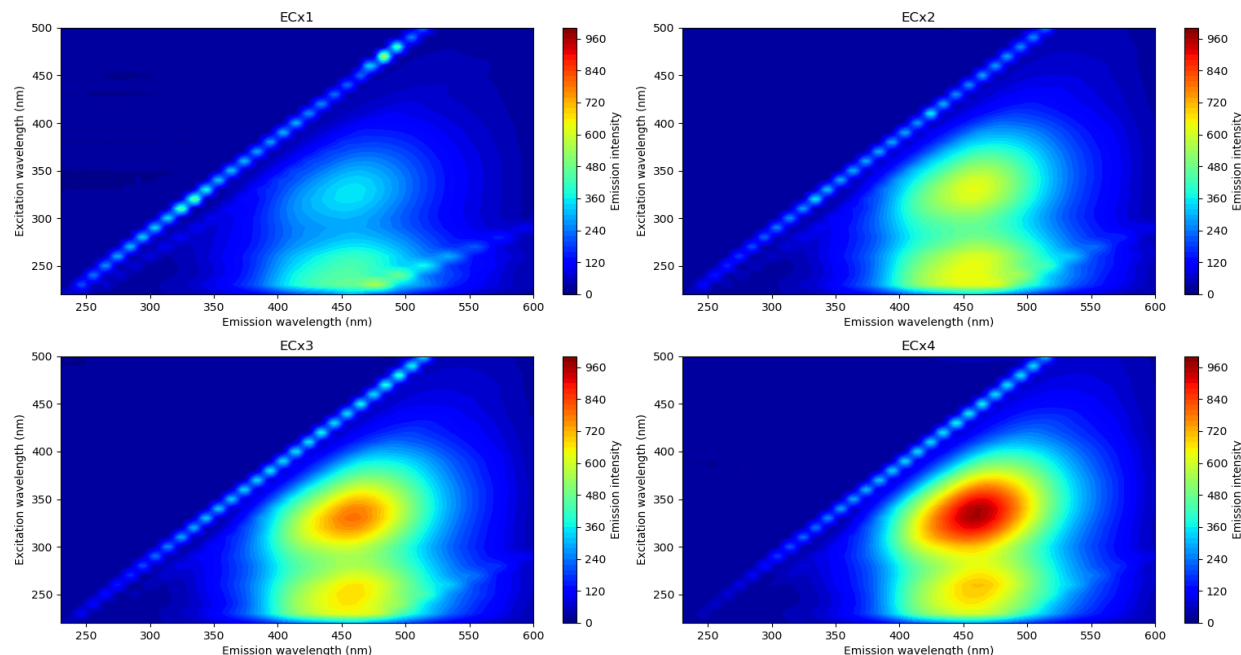


Figure 4.3 : FEEM des ECx pour le Fleuve Saint-Laurent

Il y a plus d'acides humiques dans les ECx qu'à l'eau filtrée, la réponse en intensité est plus élevée telle que présentée au tableau 4-5. Lors de la concentration, le pH étant rendu relativement faible

(< 3), les acides humiques ne sont pas solubles à cette valeur (Sillanpää, 2015), ils sont donc plus facilement concentrés par la concentration par osmose inverse. De plus, la réponse en intensité des acides fulviques est moins forte qu'estimée. En effet, la réponse en intensité est constante pour les acides fulviques plus la concentration en COD augmente.

Tableau 4-5 : Pics de FEEM attendus et mesurés pour les ECx du fleuve Saint-Laurent

	<i>Intensité estimée et mesurée (I est et I mes)</i>								
	EF	ECx1		ECx2		ECx3		ECx4	
	<i>I mes</i>	<i>I est</i>	<i>I mes</i>	<i>I est</i>	<i>I mes</i>	<i>I est</i>	<i>I mes</i>	<i>I est</i>	<i>I mes</i>
<i>Protéine type</i>	74,8	75,5	73,8	171	59,4	233	49,7	321	38,9
<i>Acides fulviques</i>	263	266	456	600	621	821	657	1128	683
<i>Acides humiques</i>	34,7	35,0	245	79,1	464	108	583	149	720

I est = *I mes* d'EF x facteur concentration, **EF** : Eau Filtrée, **ECx1** : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'EF, **ECx2** : Eau Concentrée 2x en COD, **ECx3** : Eau Concentrée 3x, **ECx4** : Eau Concentrée 4x

4.2 Rivière-Des-Prairies

De la même façon, environ 610L d'eau de la Rivière-des-Prairies ont été rapportés au laboratoire dans 3 barils de 205L (55 gallons). La colonne d'échange ionique a traité 526L, la différence a été entreposée dans les chaudières pour les tests de référence sur l'EF. À la fin de l'étape de concentration, il ne restait plus que 36L dans le réservoir. Le taux de concentration volumique est donc de 14,7. Le tableau 4-6 présente les valeurs des paramètres suivis de la MO pour les différentes étapes. Cette concentration a permis d'augmenter le COD entre l'EF et l'EC de 13 fois. La concentration a pris environ 7 heures pour se réaliser au complet.

La figure 4.4 présente le chromatogramme normalisé en COD de l'eau de la Rivière-des-Prairies. Il est très facile de constater que la matière organique durant cette concentration n'a subi aucune modification puisque les pics sont tous situés aux mêmes endroits avec globalement la même intensité.

Tableau 4-6 : Propriété de la MO de la Rivière-des-Prairies

	<i>EB</i>	<i>EF</i>	<i>EI</i>	<i>EC</i>
<i>COD (mg C /L)</i>	7,68	6,91	6,72	90,0
<i>UV (cm⁻¹)</i>	0,2962	0,2104	0,2078	2,6394
<i>SUVA (L/mg.m)</i>	3,86	3,04	3,09	2,93
<i>pH</i>	6,88	7,08	3,58	2,80
<i>Alcalinité (mg CaCO₃/L)</i>	21	20	-	-
<i>Facteur de Concentration (COD)</i>	-	1	-	13,0

EB : Eau brute, **EF** : Eau brute microfiltrée, **EI** : EF traitée par résine, **EC** : Concentrat de la RO

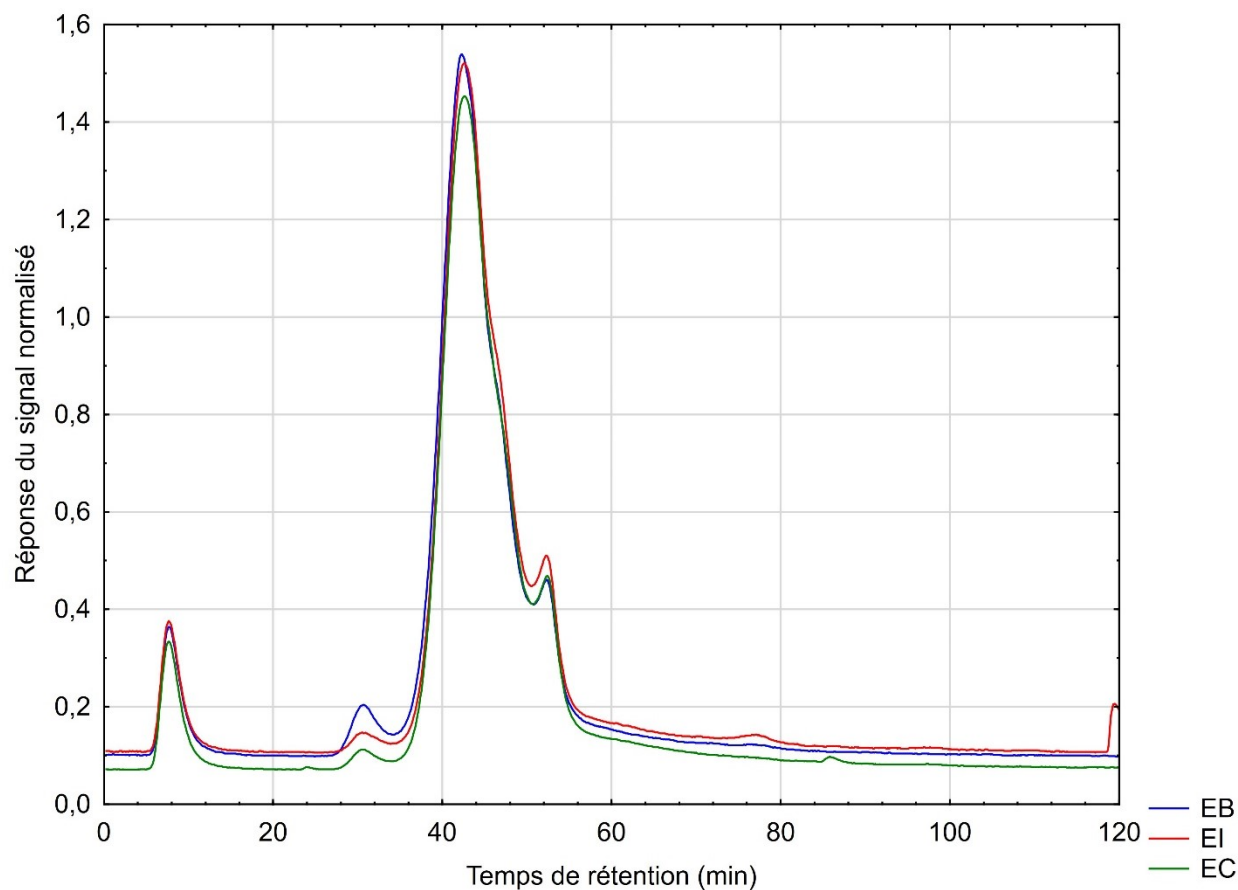


Figure 4.4 : Chromatogramme normalisé en COD de la Rivière-des-Prairies

De la même façon que précédemment, les différentes fractions de COD ont été extraites et sont présentées au tableau 4-7. Le COD à l'EB était de 6,67 mg C/L et de 5,44 mg C/L à la suite de la concentration (corrigée pour l'effet volumétrique de concentration). Le processus a donc engendré

une perte de 1,23 mg C/L ou 18 % du COD. Cependant, 50% de ces pertes en COD ont été engendrés lors des étapes de MF et IX, sur les biopolymères et sur les substances humiques. Le reste des fractions ne subissent pas de variations lors de ces étapes. À la suite de la concentration, les substances humiques et les biopolymères sont passés de 4,79 mg C/L et 0,25 mg C/L aux eaux brutes à 3,75 et 0,07 mg C/L respectivement, soit des pertes de 22% et 70%. Les trois autres fractions en COD n'ont pas eu de variations lors de la concentration.

Tableau 4-7 : Répartition des fractions de COD lors des chromatographies (en µg C/ L et en %)

	<i>BP</i>		<i>HS</i>		<i>BB</i>		<i>LMW</i> <i>Acids/humics</i>		<i>LMW</i> <i>neutrals</i>		<i>CODC</i>
<i>EB</i>	253	4%	4791	72%	927	14%	184	3%	513	8%	6669
<i>EI</i>	93	2%	4260	72%	839	14%	190	3%	566	10%	5949
<i>EC</i>	1132	1%	55137	69%	13820	17%	2442	3%	7464	9%	79995
<i>EC</i> <i>réajustée</i>	77	1%	3751	69%	940	17%	166	3%	508	9%	5442

BP : BioPolymères, **HS** : Substances Humiques, **BB** : « Building Blocks », **LMW** : « Low-Molecular Weight », **CODC** : COD chromatographique (somme des 5 fractions)

L'analyse du FEEM à la figure 4.5 permet de déterminer que l'eau est composée majoritairement d'acides fulviques et humiques.

Le tableau 4-8 présente les plages typiques de protéines et d'acides. L'étape de microfiltration diminue encore une fois que l'intensité de la réponse. Majoritairement les acides fulviques sont affectés par cette étape. Par la suite, les réponses sont similaires entre l'EF, l'EI et l'EC, ce qui permet d'indiquer qu'il n'y a pas de modifications lors de la concentration de l'eau de la Rivière-des-Prairies après l'enlèvement de la MO particulaire. L'eau de la Rivière-des-Prairies contient plus d'acides humiques, en effet le SUVA a une valeur plus élevée que celui du Saint-Laurent.

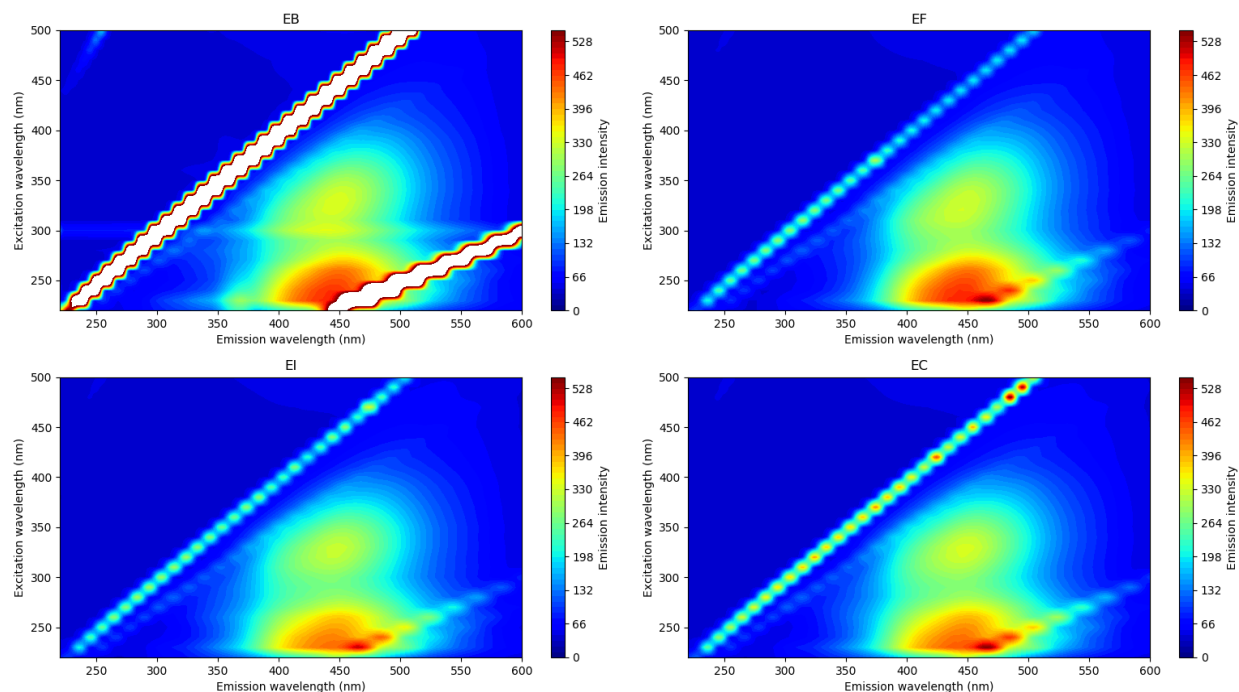


Figure 4.5 : FEEM de la MO de la Rivière-des-Prairies

Tableau 4-8 : Pics d'émissions typiques des FEEMs et valeurs des pics pour la Rivière-des-Prairies

	Plage typique		Intensité Max (<i>I max</i>)							
			EB		EF		EI		EC	
	<i>Ex (nm)</i>	<i>EM (nm)</i>	<i>Ex (nm)</i>	<i>I max</i>	<i>Ex (nm)</i>	<i>I max</i>	<i>Ex (nm)</i>	<i>I max</i>	<i>Ex (nm)</i>	<i>I max</i>
<i>Protéine type</i>	275	310	280	81,7	280	70,7	280	72,9	280	72,4
<i>Acides fulviques</i>	220-240	410-450	230	1015	230	493	230	454	230	482
<i>Acides humiques</i>	340-360	400-430	340	251	340	242	340	239	340	248

EX : Excitation, **EM** : Émission, **EB** : Eau brute, **EF** : Eau brute microfiltrée, **EI** : EF traitée par résine, **EC** : Concentrat de la RO

Les ECx ont également été analysées et leurs caractéristiques sont présentées au tableau 4-9.

Tableau 4-9 : Paramètres des ECx de la Rivière-des-Prairies

	<i>EF</i>	<i>ECx1</i>	<i>ECx2</i>	<i>ECx3</i>	<i>ECx4</i>
<i>COD (mg C /L)</i>	6,91	8,03	15,6	22,5	30,2
<i>pH</i>	7,08	7,03	7,21	6,42	4,02
<i>Alcalinité (mg CaCO₃/L)</i>	20	66	68	64	-
<i>Facteur de Concentration (COD)</i>	-	1,16	2,26	3,26	4,37

EF : Eau Filtrée, *ECx1* : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'*EF*, *ECx2* : Eau Concentrée 2x en COD, *ECx3* : Eau Concentrée 3x, *ECx4* : Eau Concentrée 4x

L'alcalinité pour les échantillons de type ECx4 n'a pas été réajustée, la raison sera expliquée dans le chapitre 6.

De la même façon que pour l'eau du fleuve Saint-Laurent, les ECx ont été analysés sur le FEEM. La figure 4.6 montre cette analyse. Le tableau 4-10 présente les pics estimés et la réponse mesurée pour les ECx.

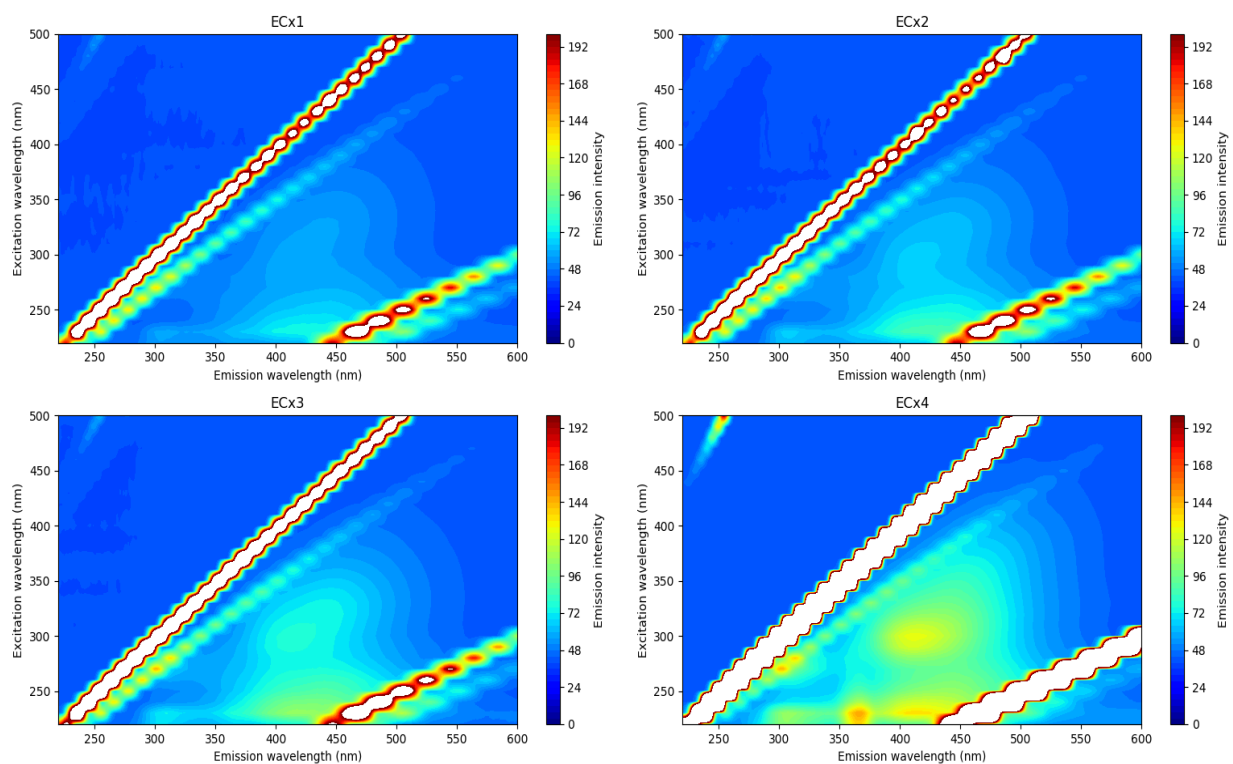


Figure 4.6 : FEEM des ECx de la Rivière-des-Prairies

Tableau 4-10 : Pics de FEEM attendus et mesurés pour les ECx de la Rivière-des-Prairies

	<i>Intensité estimée et mesurée (I est et I mes)</i>								
	EF	ECx1		ECx2		ECx3		ECx4	
	<i>I mes</i>	<i>I est</i>	<i>I mes</i>	<i>I est</i>	<i>I mes</i>	<i>I est</i>	<i>I mes</i>	<i>I est</i>	<i>I mes</i>
<i>Protéine type</i>	70,7	82,0	75,8	160	82,0	230	84,9	309	90,3
<i>Acides fulviques</i>	493	572	227	1114	236,1	1607	274	2154	242
<i>Acides humiques</i>	242	281	36,7	547	39,1	789	44,2	1058	55,6

I est = *I mes* d'EF x facteur concentration, **EF** : Eau Filtrée, **ECx1** : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'EF, **ECx2** : Eau Concentrée 2x en COD, **ECx3** : Eau Concentrée 3x, **ECx4** : Eau Concentrée 4x

4.3 Rivière Mistassini

Étant donné la distance entre la municipalité de Dolbeau-Mistassini et l'École Polytechnique de Montréal, une cuve de 1000L a été remplie et envoyée au laboratoire. Un volume de 850L d'eau a été microfiltrés, 730L ont été envoyés dans la colonne de résine et 120 L ont été gardés dans des chaudières pour les tests initiaux. Un 150L de la cuve a été réservé à d'autres fins d'études de la Chaire.

Les différents paramètres ont été analysés au courant de la concentration et sont retranscrits au tableau 4-11. L'eau a été concentrée 19,7 fois sur le plan du COD pour une réduction du volume de 22,8 fois. En effet, il ne restait que 32L après l'étape de concentration. La concentration a pris plus de 9 heures pour être réalisée.

Tableau 4-11 : Caractéristiques de l'eau de la Rivière Mistassini

	<i>EB</i>	<i>EF</i>	<i>EI</i>	<i>EC</i>
<i>COD (mg C /L)</i>	11,4	11,7	12,1	230
<i>UV (cm⁻¹)</i>	0,4902	0,4850	0,4869	3,3521
<i>SUVA (L/mg.m)</i>	4,30	4,16	4,04	1,46
<i>pH</i>	6,79	6,55	4,04	2,98
<i>Alcalinité (mg CaCO₃/L)</i>	8	8	-	-
<i>Facteur de Concentration (COD)</i>	-	1	-	19,7

***EB** : Eau brute, **EF** : Eau brute microfiltrée, **EI** : EF traitée par résine, **EC** : Concentrât de la RO*

Afin d'intérêt et de connaître l'efficacité de la membrane d'osmose inverse, un échantillon de perméat été caractérisé en COD et en pH ainsi qu'en spectrofluorimétrie, les valeurs ont été les suivantes : 268 µg C /L pour un pH à 4,52.

La chromatographie en COD a également été réalisée par l'université de Waterloo et est présentée à la figure 4.7. Encore une fois, les pics sur le chromatogramme sont tous au même endroit et globalement de la même intensité ce qui confirme une faible dégradation de la MO lors de la concentration par osmose inverse. Ce qui est davantage confirmé par les valeurs présentées au tableau 4-12. Le COD initial de l'EB était 10,7 mg C/L. À la suite de la concentration, la valeur a été abaissée à 10,5 mg C/L soit une perte de 0,2 mg C/L ou 2%. Au niveau des substances humiques et des biopolymères, les concentrations sont de 8,38 mg C/L et 0,21 mg C/L dans les eaux brutes. Dans les eaux concentrées corrigées pour le facteur de dilution, ces concentrations sont plutôt de 8,22 et 0,08 mg C/L, soit des baisses de 2% et 62% respectivement. Les trois autres fractions n'ont presque pas varié lors des étapes de concentrations.

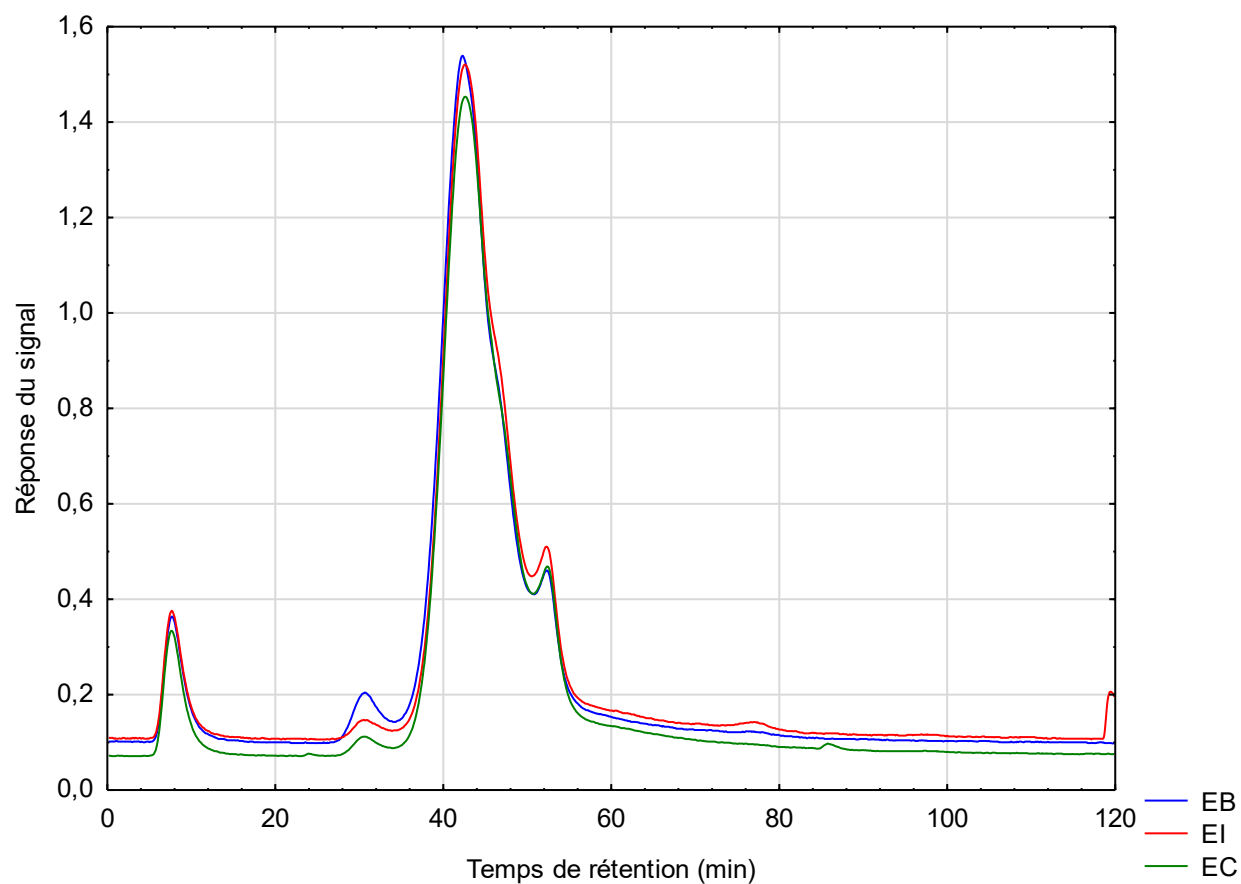


Figure 4.7 : Chromatogramme normalisé en COD de la Rivière Mistassini

Tableau 4-12 : Répartition des fractions de COD lors des chromatographies (en $\mu\text{g C/L}$ et en %)

	<i>BP</i>		<i>HS</i>		<i>BB</i>		<i>LMW</i> <i>Acids/humics</i>		<i>LMW neutrals</i>		<i>CODC</i>
<i>EB</i>	206	2%	8382	78%	1279	12%	199	2%	633	6%	10698
<i>EI</i>	63	1%	9257	82%	1110	10%	215	2%	688	6%	11333
<i>EC</i>	1799	1%	187463	78%	27869	12%	5120	2%	17304	7%	239555
<i>EC</i> <i>réajustée</i>	79	1%	8222	78%	1222	12%	225	2%	759	7%	10507

BP : BioPolymères, **HS** : Substances Humiques, **BB** : « Building Blocks », **LMW** : « Low-Molecular Weight », **CODC** : COD chromatographique (somme des 5 fractions)

La figure 4.8 montre les résultats de l'analyse du FEEM. Les taches sont toutes très semblables, ce qui semble indiquer qu'il n'y a pas eu de modification sur la MO. La concentration en COD de l'EC est diluée à la valeur de l'EF avant que l'échantillon soit analysé sur le spectrofluorimètre.

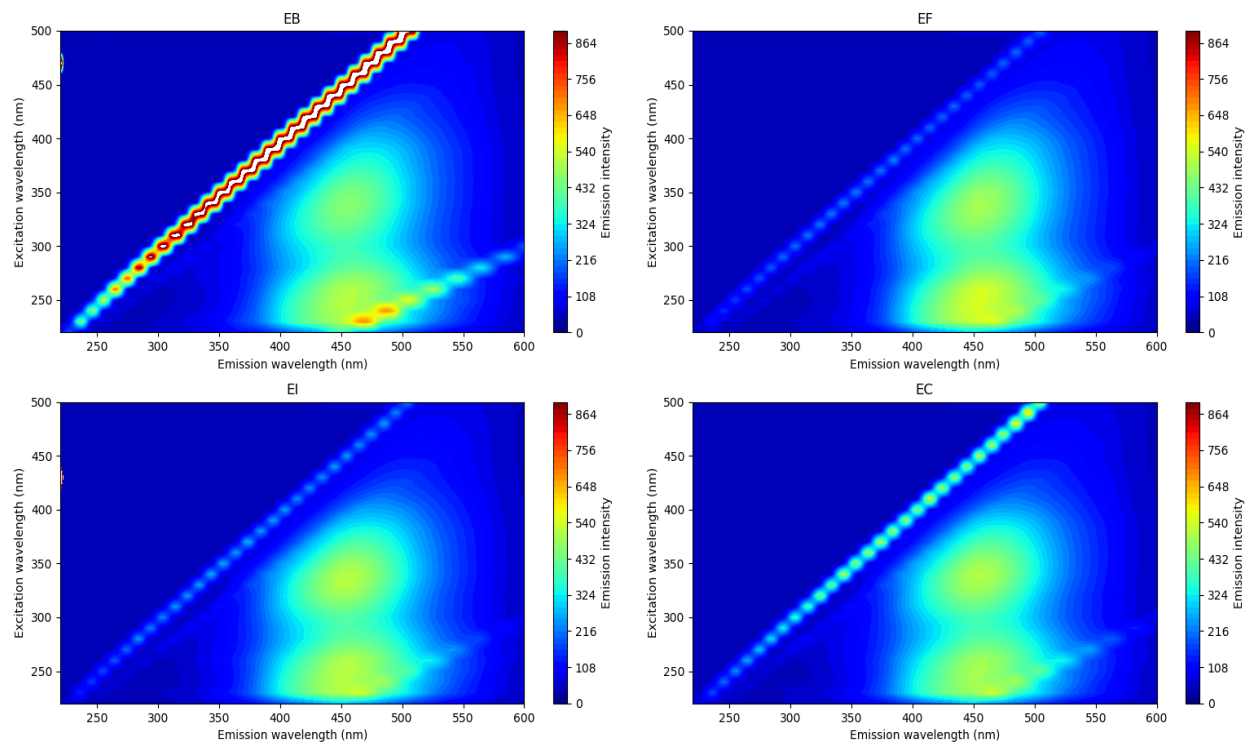


Figure 4.8 : FEEM de l'eau de la Rivière Mistassini

Le tableau 4-13 présente les plages typiques de protéines et d'acides. L'étape de microfiltration diminue encore une fois l'intensité de la réponse des acides fulviques. Les réponses sont similaires entre l'EF, l'EI et l'EC, ce qui permet d'indiquer qu'il n'y a pas de modifications lors de la concentration de l'eau de la Rivière Mistassini

Tableau 4-13 : Pic d'émissions typique des FEEMs et valeurs des pics pour la Rivière Mistassini

	Plage typique		Intensité Max (<i>I max</i>)							
			EB		EF		EI		EC	
	<i>Ex (nm)</i>	<i>EM (nm)</i>	<i>Ex (nm)</i>	<i>I max</i>	<i>Ex (nm)</i>	<i>I max</i>	<i>Ex (nm)</i>	<i>I max</i>	<i>Ex (nm)</i>	<i>I max</i>
<i>Protéine type</i>	275	310	280	46,7	280	44,5	280	46,4	280	52,8
<i>Acides fulviques</i>	220-240	410-450	230	564	230	513	230	491	230	479
<i>Acides humiques</i>	340-360	400-430	340	346	340	369	340	387	340	390

EX : Excitation, **EM** : Émission, **EB** : Eau brute, **EF** : Eau brute microfiltrée, **EI** : EF traitée par résine, **EC** : Concentrât de la RO

Les ECx ont été préparées et analysées au tableau 4-14. Une erreur s'est glissée dans le fichier Excel qui permettait de calculer le volume requis en EC pour effectuer les dilutions, ce qui a entraîné l'erreur dans la valeur en COD pour l'ECx4. Cependant, l'eau a quand même été utilisée pour faire les tests de nanofiltration.

Tableau 4-14 : Paramètres des ECx de la Rivière Mistassini

	<i>EF</i>	<i>ECx1</i>	<i>ECx2</i>	<i>ECx3</i>	<i>ECx4</i>
<i>COD (mg C /L)</i>	11,7	12,3	23,7	36,8	31,4
<i>pH</i>	6,55	6,40	6,50	6,30	4,11
<i>Alcalinité (mg CaCO₃/L)</i>	8	102	136	204	-
<i>Facteur de Concentration (COD)</i>	-	1,06	2,03	3,16	2,70

EF : Eau Filtrée, **ECx1** : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'EF, **ECx2** : Eau Concentrée 2x en COD, **ECx3** : Eau Concentrée 3x, **ECx4** : Eau Concentrée 4x

L'analyse des FEEM pour les ECx a également été faite pour cette rivière et est présentée à la figure 4.9. Les taches d'émission d'ECx1 et d'EF sont très semblables. Effectivement, les valeurs relevées au tableau 4-15 sont similaires pour l'EF et l'ECx1. Les ECx sont majoritairement composées d'acides humiques bien qu'en concentration plus faible qu'estimée.

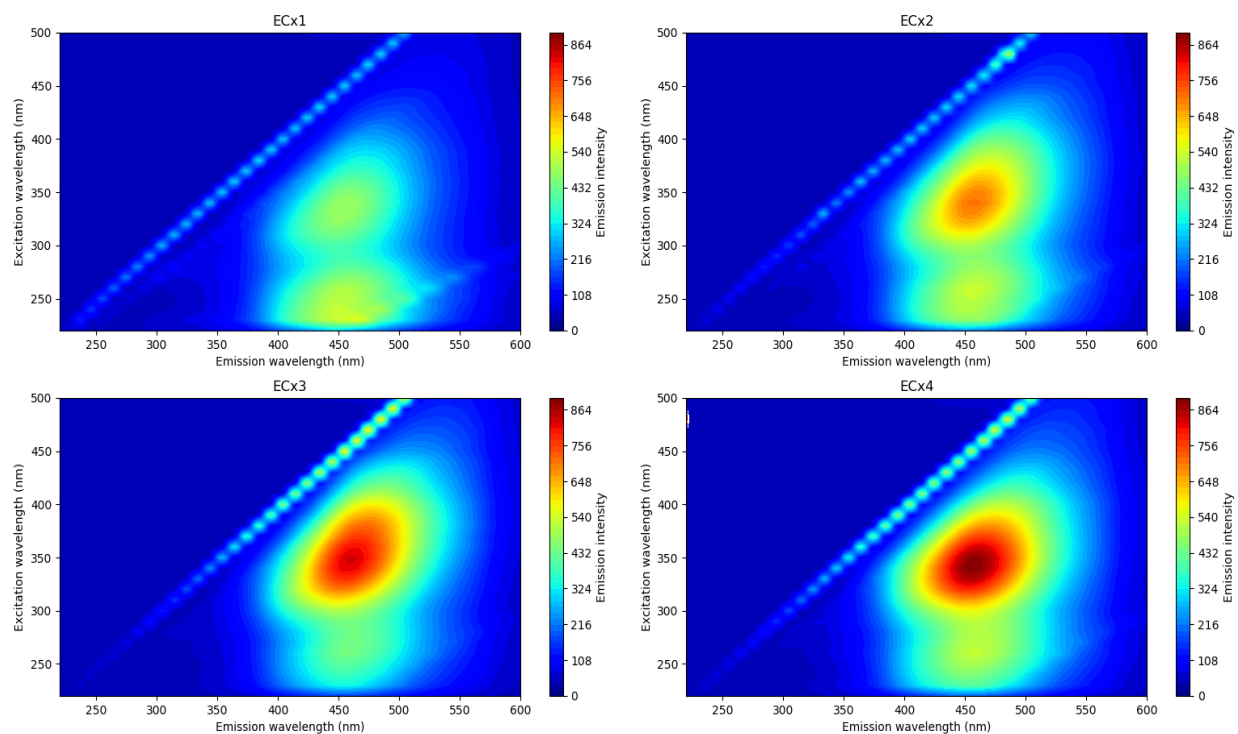


Figure 4.9 : FEEM des échantillons ECx de la Rivière Mistassini

Tableau 4-15 : Pics de FEEM attendus et mesurés pour les ECx de la Rivière Mistassini

Intensité estimée et mesurée (<i>I est</i> et <i>I mes</i>)									
	EF	ECx1		ECx2		ECx3		ECx4	
	<i>I mes</i>	<i>I est</i>	<i>I mes</i>	<i>I est</i>	<i>I mes</i>	<i>I est</i>	<i>I mes</i>	<i>I est</i>	<i>I mes</i>
<i>Protéine type</i>	44,5	47,2	56,7	90,0	32,7	141	17,6	120	22,3
<i>Acides fulviques</i>	513	544	510	1041	492	1621	400	1385	486
<i>Acides humiques</i>	369	391	352	749	523	1166	602	996	694

I est = *I mes* d'EF x facteur concentration, **EF** : Eau Filtrée, **ECx1** : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'EF, **ECx2** : Eau Concentrée 2x en COD, **ECx3** : Eau Concentrée 3x, **ECx4** : Eau Concentrée 4x

4.4 Comparaison des eaux

Trois eaux à trois caractères très différents ont été étudiées : une eau faiblement chargée en COD, mais avec une forte alcalinité, celle du fleuve Saint-Laurent ; une eau chargée en COD, mais avec une alcalinité relativement faible, celle de la Rivière-des- Prairies et une eau fortement chargée en COD avec une alcalinité très faible, presque inexistante, celle de la Rivière Mistassini.

La présente section résume les caractéristiques principales des différentes étapes de concentration pour les différents sites étudiés. Un facteur de concentration en COD de 19,7 a réussi à être atteint au cours des différents essais sur les 3 sites avec une réduction de volume d'environ 23 fois. Le système démontre qu'il est efficace pour concentrer facilement de la MON. Il ne semble pas y avoir de modifications de la MO trop importante lors des analyses en LC-OCD. La majorité des pertes en COD sont celles associables de la MO particulière éliminée lors de la microfiltration. En effet, près de 50% des pertes en COD chromatographique sont éliminés lors de cette étape.

Tableau 4-16 : Résumé des caractéristiques principales des différentes eaux au cours de la concentration

	<i>Fleuve Saint-Laurent</i>			<i>Rivière-Des-Prairies</i>			<i>Rivière Mistassini</i>		
	<i>EB</i>	<i>EF</i>	<i>EC</i>	<i>EB</i>	<i>EF</i>	<i>EC</i>	<i>EB</i>	<i>EF</i>	<i>EC</i>
COD (mg C/L)	4,56	2,50	26,5	7,68	6,91	90,0	11,4	11,7	230
<i>pH</i>	8,12	7,65	2,55	6,88	7,08	2,80	6,79	6,55	2,98
Facteur de concentration (COD)	X 10,6 (perte de 46%)			X 13,0 (perte de 18%)			X 19,7 (perte de 2%)		
<i>Facteur de concentration volumique</i>	X 11,8			X 14,7			X 22,8		
Volume traité	510 L			526 L			730 L		

EB : Eau brute, ***EF*** : Eau brute microfiltrée, ***EC*** : Concentrat de la RO

Les eaux à faible concentration de COD initiale subissent cependant davantage de pertes. Il est vrai que dans le cas des essais sur le fleuve Saint-Laurent, des pertes 46% en COD ont été observées. Alors que dans le cas de la Rivière Mistassini avec une concentration en COD initiale de 11,4 mg C/L, les pertes en COD ne sont que de 2%. Une hypothèse pour expliquer ces pertes générées

(surtout les pertes de substances humiques) est une potentielle adsorption de cette fraction sur la tuyauterie du pilote.

La matière humique a tendance à être plus facilement concentrée puisque celle-ci est moins soluble à pH faible (Sillanpää, 2015). En effet, les acides humiques mesurés par FEEM ont des réponses en intensité qui sont plus élevées plus la concentration en COD augmente alors que les acides fulviques ont des réponses similaires pour chaque évolution de concentration en COD.

Un aspect non pris en compte lors de pointe de MON à l'EB dans une usine est la pointe de turbidité potentiellement associée à cette augmentation de MON. Il est possible d'ajouter de la turbidité à l'EC grâce à la turbidité initiale qui a été rejetée par la MF laquelle est retournée dans le bassin d'alimentation initial. L'utilité d'un tel ajout est davantage détaillée dans la comparaison des sites du prochain chapitre. Dans le cas de la Rivière Mistassini, une pointe en MON a de grande chance d'arriver avec une variation de pH non négligeable dû à la faible quantité d'alcalinité dans l'eau brute de cette rivière.

L'enlèvement des cations est efficace pour empêcher tout colmatage dans la membrane d'osmose inverse. L'interaction entre l'ion Ca^{2+} et la MON est très forte et augmente le potentiel de colmatage de l'osmose inverse. Il est également discuté dans le chapitre suivant si l'enlèvement de cet ion a une influence sur la dose de coagulant.

La concentration de la MO par osmose inverse fonctionne de façon simple, efficace et relativement rapide. Cependant, celle-ci pourrait gagner encore en rapidité par le remplacement de la pompe alimentant la membrane de microfiltration. Ni la membrane de microfiltration, ni celle d'osmose inverse ne s'est colmatée durant les essais. La colonne de résine semble atteindre une limite après plus de 600L d'eau traitée par cette dernière, elle avait cependant été conçue pour un volume à traiter de 400L, sans oublier que la dureté initiale de l'eau joue également un rôle dans le volume d'eau possible à traiter par la colonne. Une optique serait de transformer le pilote en un module transportable de type palette. Il faudrait alors revoir la taille de la colonne de résine pour l'élargir et réduire sa hauteur. Il serait possible de diviser la colonne en deux plus petites colonnes. Il serait également possible d'ajouter de petits compartiments de stockage à produits chimiques afin de pouvoir nettoyer les membranes et régénérer la résine sur site en cas de besoin, mais les nettoyages complets pourraient se faire uniquement de retour au laboratoire.

CHAPITRE 5 PERFORMANCE DU TRAITEMENT CONVENTIONNEL AVEC DES EAUX CONCENTRÉES

Les résultats des essais sur banc de floculation seront tout d'abord présentés dans la première section, puis l'effet sur les THM sera considéré dans la deuxième section de ce chapitre.

5.1 Essai de traitement conventionnel

Les différents sites retenus pour l'analyse dans ce mémoire sont regardés un par un avant d'être comparés. De plus, pour chaque eau, une courbe de prédiction de dose de coagulant en fonction de la concentration de COD à l'eau brute sera estimée à partir des résultats. L'eau de référence pour ces tests sera l'EF (eau microfiltrée). En effet, comme les ECx sont dépourvues de turbidité, il est nécessaire d'utiliser une eau qui ne présente pas de demande en coagulant pour éliminer la turbidité dans cette dernière.

5.1.1 Fleuve Saint-Laurent

Le premier endroit testé fut le fleuve Saint-Laurent. Le tableau 5-1 montre les caractéristiques initiales des eaux testées telles qu'elles ont été présentées au chapitre précédant ainsi que la turbidité et la température initiale.

Tableau 5-1 : Paramètres de l'eau du fleuve Saint-Laurent pour les jars tests lestés

	<i>EF</i>	<i>ECx1</i>	<i>ECx2</i>	<i>ECx3</i>
COD (mg C /L)	2,50	2,52	5,71	7,79
pH	7,65	6,40	6,50	6,30
Alcalinité (mg CaCO ₃ /L)	82	103	74	80
Température (°C)	20,0	21,0	20,0	21,0
Turbidité (UTN)	0,24	0,23	0,71	0,23

EF : Eau Filtrée, **ECx1** : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'EF, **ECx2** : Eau Concentrée 2x en COD, **ECx3** : Eau Concentrée 3x

L'alcalinité et le pH ont été ajustés pour les échantillons ECx 1 à 3. L'eau du fleuve est très réactive, il est donc difficile de réajuster ces paramètres, ce qui entraîne des écarts sur l'alcalinité assez importants.

Le tableau 5-2 présente les doses de coagulant qui ont été injectées pour chaque eau du fleuve Saint-Laurent. Un spectre large de dose de coagulant sur l'eau filtrée (EF Dose Longue) est tout d'abord testé afin de pouvoir déterminer une zone plus restreinte. Cette plage restreinte de coagulant (EF Dose Courte) est par la suite réutilisée pour vérifier la dose de coagulant optimale pour l'ECx1.

Tableau 5-2 : Doses de coagulant appliquées pour chaque test

<i>Bécher</i>	<i>Dose d'alun (mg alun sec/L)</i>				
	EF Dose Longue	EF Dose Courte	ECx1	ECx2	ECx3
1	1	7	8,5	17	22
2	4	8,5	10	20	28
3	7	10	11,5	23	34
4	10	11,5	13	26	40
5	13	13	14,5	29	46

EF : Eau Filtrée, *ECx1* : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'EF, *ECx2* : Eau Concentrée 2x en COD, *ECx3* : Eau Concentrée 3x

5.1.2 Rivière-des-Prairies

La deuxième série de jar tests a été réalisée sur l'eau de la Rivière-des-Prairies. Les caractéristiques initiales des eaux testées sont présentées au tableau 5-3.

Afin de s'assurer d'avoir un taux suffisant et d'être sûre que la coagulation puisse se dérouler correctement, l'alcalinité a été remontée à 40 mgCaCO₃/L pour l'EF.

Le tableau 5-4 indique la dose de coagulant ajoutée dans chaque bécher pour les eaux testées de la Rivière-des-Prairies. Les données en gras représentent des valeurs pour lesquelles un manque d'alcalinité a été constaté dans l'eau lors des essais de coagulation.

Tableau 5-3 : Paramètres des eaux testées pour la Rivière-des-Prairies

	<i>EF</i>	<i>ECx1</i>	<i>ECx2</i>	<i>ECx3</i>
COD (mg C /L)	6,91	8,03	15,6	22,5
pH	7,08	7,03	7,21	6,42
Alcalinité (mg CaCO ₃ /L)	20 → 40	66	68	64
Température (°C)	21	20	21	21
Turbidité (UTN)	0,649	0,146	0,255	0,385

EF : Eau Filtrée, *ECx1* : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'EF, *ECx2* : Eau Concentrée 2x en COD, *ECx3* : Eau Concentrée 3x

Tableau 5-4 : Doses de coagulant appliquées pour les jars tests de la Rivière-des-Prairies

<i>Bécher</i>	<i>Dose d'alun (mg alun sec/L)</i>				
	EF Dose Longue	EF Dose Courte	<i>ECx1</i>	<i>ECx2</i>	<i>ECx3</i>
1	35	40	45	90	130
2	40	42,5	47,5	100	145
3	45	45	50	110	160
4	50	47,5	52,5	120	180
5	60	50	55	130	200

EF : Eau Filtrée, *ECx1* : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'EF, *ECx2* : Eau Concentrée 2x en COD, *ECx3* : Eau Concentrée 3x

5.1.3 Rivière Mistassini

Finalement, l'eau de la Rivière Mistassini a été traitée et mesurée de la même façon. Le tableau 5-5 montre les paramètres initiaux des eaux qui ont été testées dans le cadre de cette étude. Comme précédemment, l'alcalinité a été ajustée à 92 mgCaCO₃/L pour l'EF.

Tableau 5-5 : Conditions initiales des eaux de la Rivière Mistassini

	<i>EF</i>	<i>ECx1</i>	<i>ECx2</i>	<i>ECx3</i>
COD (mg C /L)	11,7	12,3	23,7	36,8
pH	6,55	6,4	6,5	6,3
Alcalinité (mg CaCO ₃ /L)	8 → 92	102	136	204
Température (°C)	92	20	21	21
Turbidité (UTN)	0,285	0,170	0,412	0,207

EF : Eau Filtrée, *ECx1* : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'*EF*, *ECx2* : Eau Concentrée 2x en COD, *ECx3* : Eau Concentrée 3x

Dans le tableau 5-6, les doses de coagulant qui ont été appliquées pour les différents échantillons d'eau sont présentées. Il a été remarqué après le test d'*EF* à dose longue que l'eau avait le minimum de turbidité pour une dose de coagulant de 100 mg Alun/L. Il a donc été décidé d'utiliser l'eau qui était prévue pour la plage de dose courte pour réaliser une autre série équivalente en dose longue avec des doses d'alun compris 90 et 130 mg Al/L. Afin de ne pas perturber la lecture, la série restera nommée comme *EF Dose Courte*.

Tableau 5-6 : Dose de coagulant appliquée

Échantillon	Dose d'alun (mg Alun sec/L)				
	<i>EF Dose Longue</i>	<i>EF Dose Courte</i>	<i>ECx1</i>	<i>ECx2</i>	<i>ECx3</i>
1	60	90	90	200	320
2	70	100	105	220	340
3	80	110	120	240	360
4	90	120	135	260	380
5	100	130	150	280	400

EF : Eau Filtrée, *ECx1* : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'*EF*, *ECx2* : Eau Concentrée 2x en COD, *ECx3* : Eau Concentrée 3x

5.1.4 Comparaison des sites

La figure 5.1 présente les différents résultats de turbidité finale, d'abattement de COD et d'alcalinité finale selon les doses de coagulants employées pour les trois eaux retenues. Les figures sont disponibles de façon individuelle en annexe. Les figures ont été normalisées en méq par mgC,

ceci permettra à de futurs travaux de se comparer avec les résultats disponibles dans ce rapport. Pour se faire, il faut diviser la dose d'alun sec par 11,3 afin de l'avoir en dose d'alun, puis de diviser par 8,99 qui correspond au ratio de la masse molaire de l'ion aluminium (26,98 g/mol) sur sa valence (3). À partir de ces ratios, la dose de coagulant en méq/L est ainsi connue, il ne reste plus qu'à diviser par la concentration en COD initiale des échantillons.

La turbidité étant influencée par la déviation de la lumière par les particules. L'ajout de coagulant, de floculant (aide-coagulant) ainsi que de microsaable pour effectuer la coagulation et la floculation entraîne une augmentation de la turbidité par rapport à celle initiale. La turbidité est ainsi une turbidité générée relativement faible qui est facilement enlevable par filtration à 0,45 µm. Elle est générée par l'ajout d'alun en dose suffisamment importante. Dans le cas de l'eau du fleuve Saint-Laurent, les ECx présentent une turbidité optimale finale légèrement supérieure aux eaux de référence, mais pas proportionnelles en fonction de la concentration de COD. De plus la dose optimale de coagulant semble légèrement supérieure pour les ECx afin d'atteindre la turbidité optimale. Cependant, il ne s'agit que 0,05 méq/mgC de différence avec les EF. Dans le cas de la Rivière-des-Prairies, l'ECx3 a eu un relargage de turbidité. En effet, l'alcalinité n'était pas assez importante pour compenser la dose de coagulant, ce qui a entraîné une chute importante de pH. La réaction de coagulation se faisant moins bien à pH faible, les floccs sont donc restés en suspension. À la dose d'alun la plus élevée (0,087 méq/mgC), la turbidité atteignait 18,6 UTN.

Cependant, la courbe de l'ECx1 a globalement la même turbidité pour la même dose optimale de coagulant que l'EF à dose étendue soit 0,065 méq/mgC. La turbidité optimale de l'ECx2 est légèrement plus élevée pour une dose de coagulant optimale de 0,075 méq/mgC. Pour ce qui a trait à la Rivière Mistassini, la turbidité finale de l'ECx1 est équivalente à celle de l'EF. Un problème engendré par le fait de ne pas avoir travaillé en coagulation optimisée a été constaté lors du test de l'ECx3. La concentration en matière organique était tellement importante, ainsi que la dose de coagulant, qu'il en est résulté un manque de polymère pour favoriser l'agrégation des floccs ensemble. La turbidité au cours de ce test a donc été très élevée en sortie. Il est plus facile de conclure sur la Rivière Mistassini que sur les autres sites. En effet, l'écart de pH entre les différentes eaux est moins prononcé. De la même façon, le pH pour l'ECx3 de la Rivière-des-Prairies n'a pas été assez remonté. De plus, l'alun est plus efficace à pH compris entre 6 et 6,5.

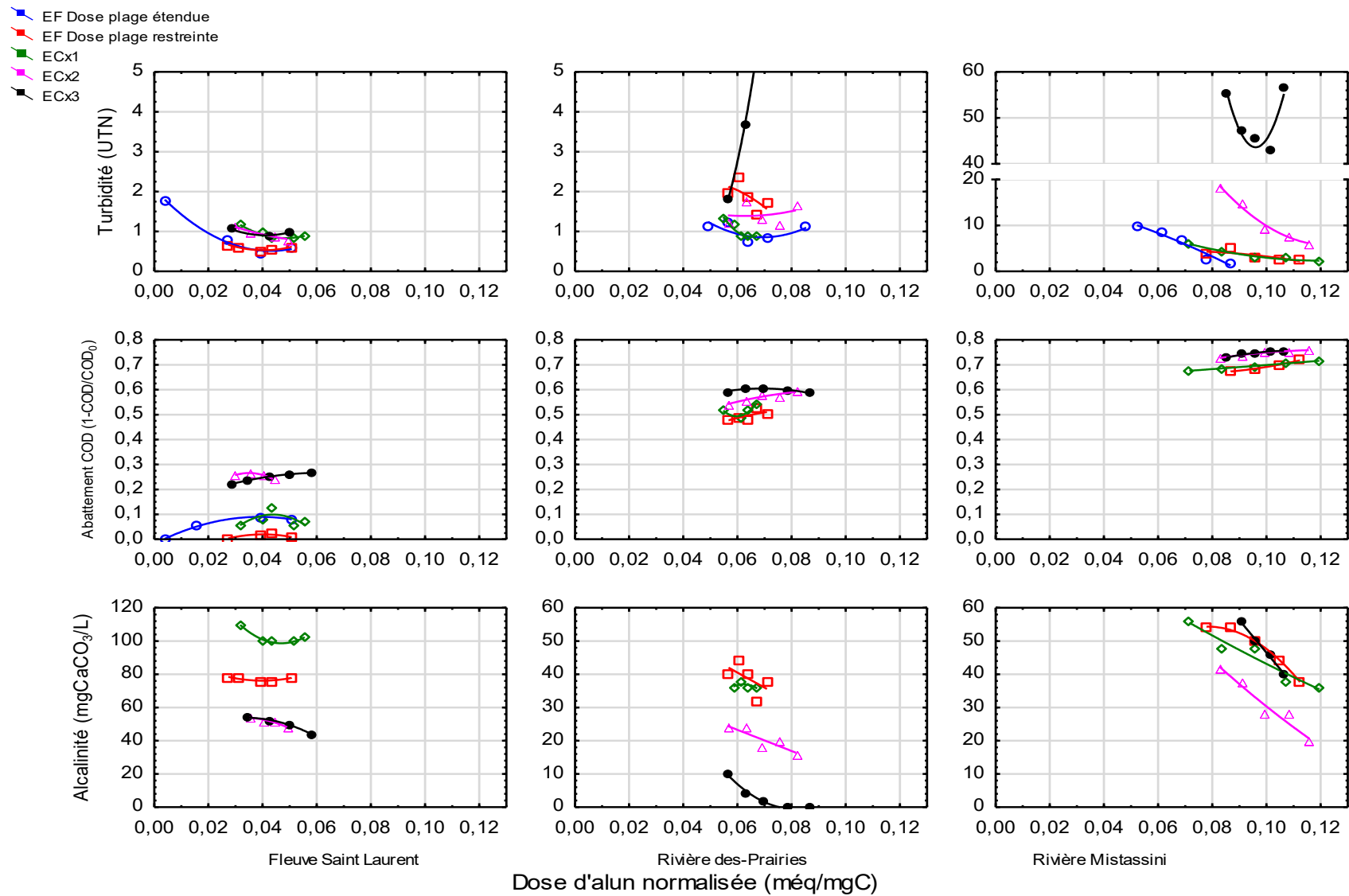


Figure 5.1 : Turbidité, abattement du COD et alcalinité finale en fonction des doses d'alun appliquées pour les différents sites

¹ EF : Eau Filtrée, ECx1 : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'EF, ECx2 : Eau Concentrée 2x en COD, ECx3 : Eau Concentrée 3x

Un autre paramètre regardé est l'abattement du COD par le traitement. Dans le cas du fleuve Saint-Laurent, l'abattement du COD pour l'ECx1 donne un abattement équivalent à l'EF à des doses de coagulant semblables. De plus, pour des eaux plus chargées en COD, la coagulation élimine plus de COD, avec des abattements de 10 à 25%. Dans le cas des eaux de la Rivière-des-Prairies, plus l'eau était chargée en COD plus l'abattement était élevé. En effet, dans le cas de l'ECx1, l'abattement obtenu était de 52% pour une dose optimale de 0,065 méq/mgC. L'abattement de l'ECx2 était 58% pour une dose de coagulant de 0,07 méq/mgC alors que l'abattement de l'ECx3 était de 61% pour la même dose de coagulant. Cependant, l'abattement de l'ECx1 est légèrement surestimé par rapport à l'EF, l'écart est d'environ 2%. Pour les eaux de la Rivière Mistassini, les abattements étaient plus élevés que pour les autres eaux testées précédemment. L'abattement en COD était équivalent (72%) entre l'EF et l'ECx1 cependant la dose optimale de coagulant est légèrement plus faible pour l'EF de 0,01 méq/mgC. L'abattement pour l'ECx2 et 3 sont semblables avec des abattements de 77% pour les mêmes doses de coagulant.

La dernière ligne de figures présente l'alcalinité résiduelle après les essais pour les différents échantillons de chaque eau. Comme mentionné précédemment, lors des essais sur l'ECx3 de la Rivière-des-Prairies, il y a eu un manque d'alcalinité qui a entraîné le relargage de turbidité, en nuisant au mécanisme de ponction entre les floccs d'alun/sable/polymère et COD. Ce mécanisme ayant du mal à se faire, les floccs ont donc eu du mal à se déposer lors de la décantation. De la même façon, dans le cas de la Rivière Mistassini, le manque de polymère a réduit ce mécanisme et les floccs générés ont été plus petits et ont eu du mal à décanter.

L'absence des cations divalents (Ca^{2+} , Mg^{2+} , ...) éliminés par l'étape d'adoucissement lors de concentration n'influence pas le résultat de la coagulation. En effet, il est facile de constater que l'abattement de COD et la turbidité finale sont équivalents entre l'EF et l'eau concentrée à une fois la valeur en COD de l'EF, et ceux pour les mêmes doses d'alun injecter.

L'abattement du COD a été meilleur pour la Rivière Mistassini. Ainsi plus la concentration en COD est élevée et donc l'eau chargée en MOD, plus cette dernière est éliminée facilement par la coagulation à base d'alun. Cependant, plus il y avait d'élimination de COD, plus le relargage en turbidité était important.

À partir des équations des courbes d'abattement du COD en fonction de la dose d'alun, il est possible de trouver la valeur maximale d'abattement du COD et la dose de coagulant équivalente.

Puis, il suffit de tracer la courbe de prédiction de besoin en coagulant en fonction de la concentration de COD à l'eau brute pour chaque eau. Cette dernière est disponible à la figure 5.2.

Les doses d'alun optimales semblent être linéaires. Cependant, afin d'affiner les résultats, il serait nécessaire d'étudier davantage d'eaux et de travailler en coagulation optimisée. De plus, en transformant les coefficients des droites de még/mg C en $\text{mg Al liquide/mg C}$, les valeurs sont semblable aux valeurs trouvées par Edzwald, J. K. (1993), soit $0,65 \text{ mg Al liquide/ mg TOC}$. La valeur du coefficient pour la Rivière Mistassini est légèrement plus élevée soit $0,88 \text{ mg Al liquide/ mg TOC}$.

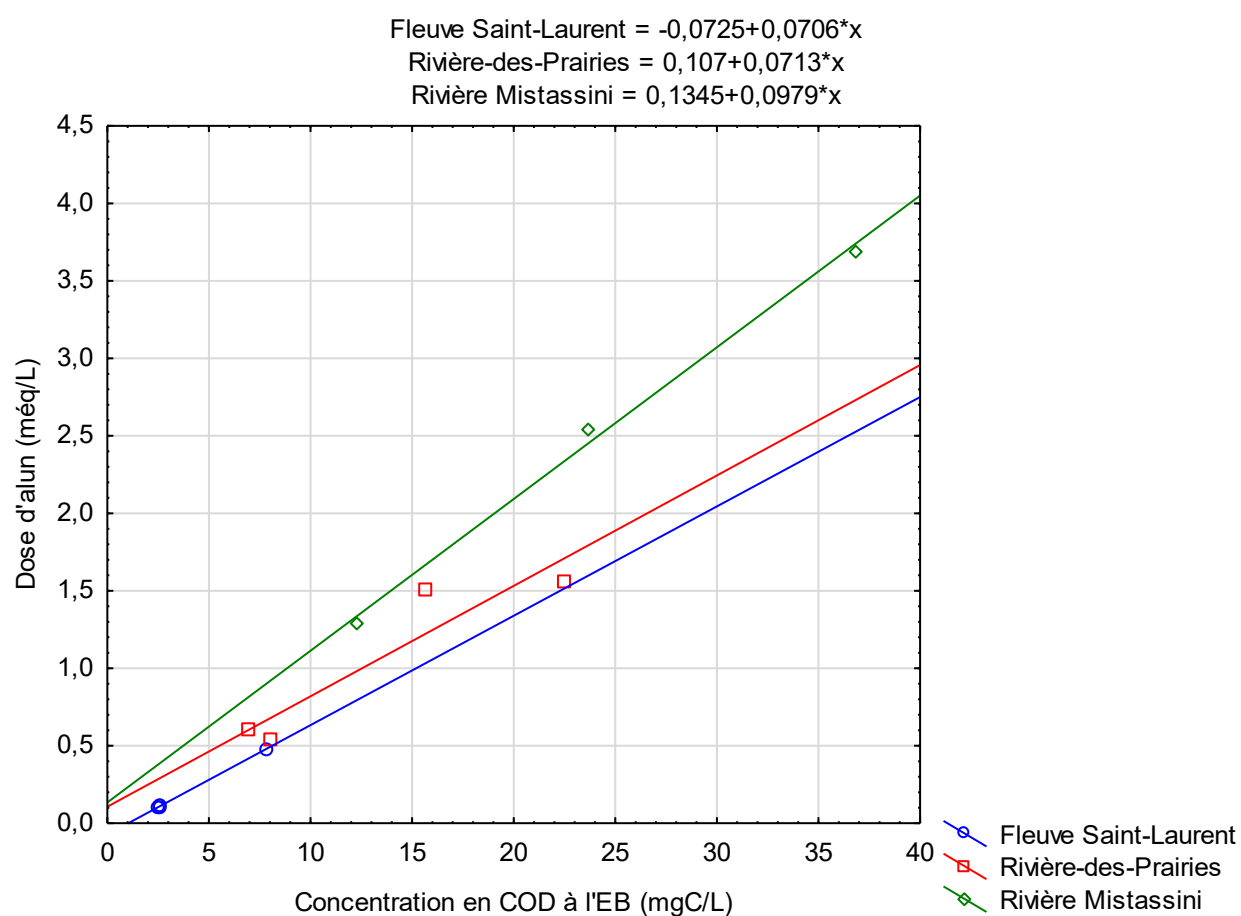


Figure 5.2 : Prédiction de la demande en coagulant pour les 3 eaux en fonction de la concentration en COD à l'EB

5.2 Formation de THM

Un échantillon d'eau traitée par la coagulation pour chaque ECx et EF de chaque site a été envoyé pour analyse de THM de type UFC. Le tableau 5-7 présente les différentes concentrations finales en COD des échantillons avant leur chloration et les concentrations de THM formés. Les échantillons étaient sélectionnés en fonction de la plus faible concentration de COD et de la plus basse turbidité.

Tableau 5-7 : Concentration finale en COD des échantillons

Échantillon	Concentration en COD (mgC/L)		
	Fleuve Saint-Laurent	Rivière-des-Prairies	Rivière Mistassini
EF	2,50	3,25	3,42
ECx1	2,21	3,65	3,79
ECx2	4,13	6,5	5,88
ECx3	5,75	8,86	9,11

EF : Eau Filtrée, **ECx1** : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'EF, **ECx2** : Eau Concentrée 2x en COD, **ECx3** : Eau Concentrée 3x

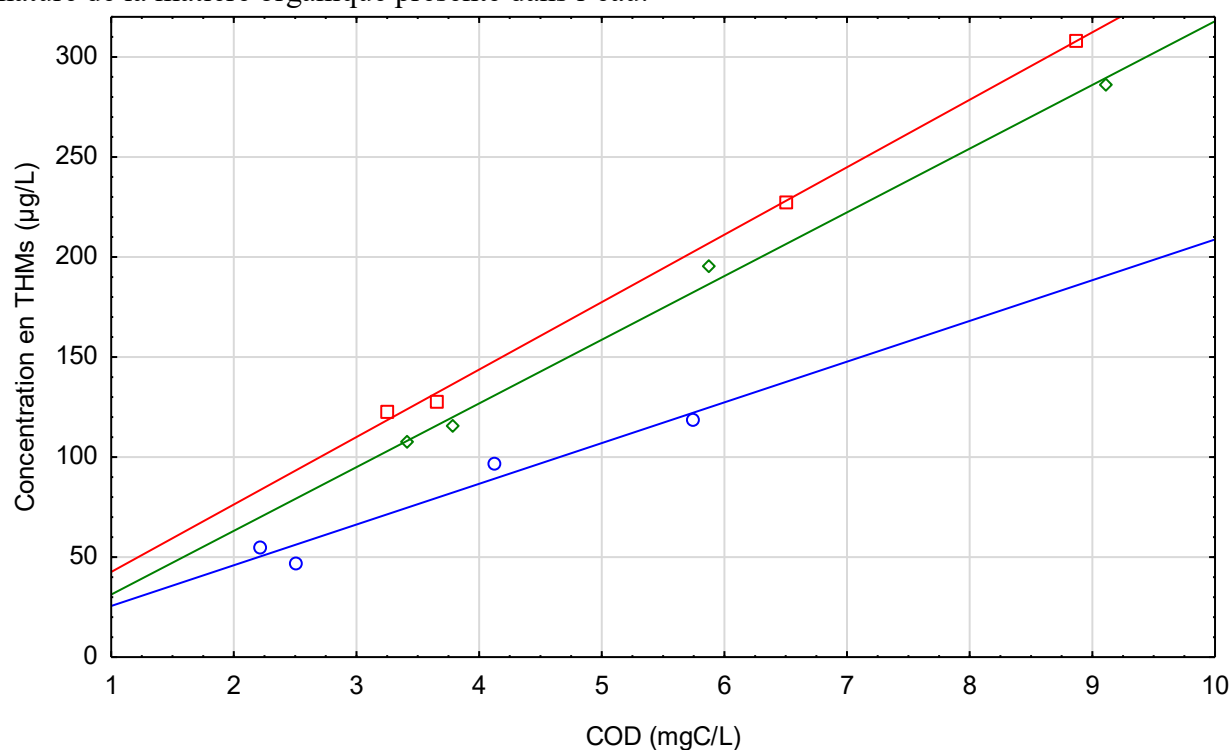
Le tableau 5-8 montre les concentrations en THM obtenues après les analyses. Cependant, il est très facile de voir que dans la majorité des cas la recommandation de Santé Canada sur la concentration de THM ne serait pas respectée. Celle-ci étant fixée à 100 µg/L (Santé Canada, 2006). Il est de responsabilité provinciale de décréter une norme, la valeur de 80 µg/L a été retenue pour le Québec (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2005).

Tableau 5-8 : Potentiel de formation de THM pour les trois eaux testées

Échantillon	Concentration en THM (µg/L)		
	Fleuve Saint-Laurent	Rivière-des-Prairies	Rivière Mistassini
EF	47,1	123	108
ECx1	54,9	128	115
ECx2	97,2	227	196
ECx3	119	308	286

EF : Eau Filtrée, **ECx1** : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'EF, **ECx2** : Eau Concentrée 2x en COD, **ECx3** : Eau Concentrée 3x

La figure 5.3 trace les courbes de potentiel de THM en fonction de la concentration de COD pour chaque eau étudiée. Les variations de valeurs sont bien linéaires. Les relations sont donc bien respectées avec 1, 2 et 3 fois la concentration en COD, cependant la pente est influencée par la nature de la matière organique présente dans l'eau.



COD (mgC/L) Fleuve Saint-Laurent: $y = 5,2369 + 20,3504 \cdot x$ $r^2 = 0,9491$

COD (mgC/L) Rivière Des-Prairies: $y = 8,8624 + 33,7188 \cdot x$ $r^2 = 0,9984$

COD (mgC/L) Rivière Mistassini: $y = -0,5184 + 31,8339 \cdot x$ $r^2 = 0,9941$

—○— Fleuve Saint-Laurent
—□— Rivière Des-Prairies
—◇— Rivière Mistassini

Figure 5.3 : Potentiel de formation de THM en fonction de la concentration de COD pour des eaux coagulées-décantées-filtrées

La méthode de Summers et al. (1996) permet de s'assurer que le chlore n'est pas limitant à la formation des THM en condition de formation uniformes. Le Tableau 5-9 présente la réactivité des THM en fonction de la concentration en COD présente dans l'eau au moment de la chloration des différentes eaux coagulées-décantées-filtrées. Dans le cas du fleuve Saint-Laurent, la réactivité est la plus faible, autour de 20 µg THM / mg C. Les eaux de la Rivière-des-Prairies et de la Rivière Mistassini ont une réactivité plus élevée, autour de 30-35 µg THM / mg C. Il a été calculé par une étude de Plourde et al. (2014) une valeur de réactivité pour le fleuve Saint-Laurent de 26,6 µg THM / mg C (avec une valeur de THM-UFC prédit de 58 µg THM/L et un COD à l'eau traité de 2,18 mg C/L). Également, lors d'autres travaux, il a été trouvé une réactivité de 61 µg THM / mg C dans l'eau de la Rivière-des-Prairies à l'eau brute (Amini et al., 2018). Le traitement conventionnel a réduit donc la réactivité des eaux à former des THM.

Tableau 5-9 : Réactivité de THM en fonction de la concentration en COD pour les trois eaux testées

Échantillon	Réactivité en THM (µg/mg C)		
	Fleuve Saint-Laurent	Rivière-des-Prairies	Rivière Mistassini
EF	18,8	37,8	31,4
ECx1	24,8	35,0	30,4
ECx2	23,5	34,9	33,3
ECx3	20,6	34,8	31,4

EF : Eau Filtrée, **ECx1** : Eau Concentrée à 1x fois en COD de l'EF, **ECx2** : Eau Concentrée 2x en COD, **ECx3** : Eau Concentrée 3x

CHAPITRE 6 IMPACT DE LA CONCENTRATION EN COD SUR LA PERFORMANCE DE LA NANOFILTRATION

Dans ce chapitre, la nanofiltration, est étudiée et ses résultats présentés. Comme décrit à la section 3.4, trois vitesses de recirculation (CFV) ont été retenues. Les principaux aspects qui vont être étudiés dans ce chapitre sont la variation de la perméabilité et l'abattement du COD au cours des expériences.

Le tableau 6-1 expose ces valeurs de recirculation ainsi que le débit de pompe utilisé. Le débit de perméat, quant à lui, est constant et maintenu à 100 mL/min soit un flux de 12,8 LMH/bar.

Tableau 6-1 : Paramètres de la pompe et de vitesse de recirculation (CFV : CrossFlow Velocity)

<i>Expérience</i>	<i>Débit Pompe (3bar)</i>		<i>CFV</i>	
	%	L/min	L/min	m/s
1	12	0,502	0,394	0,13
2	21	0,897	0,788	0,25
3	30	1,275	1,167	0,37

La membrane subit un test d'eau pure afin de déterminer sa perméabilité initiale et après chaque expérience afin de vérifier l'efficacité du lavage chimique. L'EF est d'abord testée afin de connaître l'efficacité de la membrane et d'avoir une référence dans les trois conditions de recirculation avant de procéder avec l'ECx4.

6.1 Résultats de la nanofiltration sur le fleuve Saint-Laurent

La première eau testée est l'eau du fleuve Saint-Laurent. Le tableau 6-2 présente les caractéristiques des eaux qui ont été testées en nanofiltration.

Tableau 6-2 : Caractéristiques des eaux testées du fleuve Saint-Laurent pour la nanofiltration

	<i>EF</i>	<i>ECx4</i>
<i>COD (mg C /L)</i>	2,50	10,7
<i>pH</i>	7,65	7,60
<i>Alcalinité (mg CaCO₃/L)</i>	82	64

EF : Eau Filtrée, ***ECx4*** : Eau Concentrée à 4x fois en COD de l'*EF*

La variation de la perméabilité au cours des essais de nanofiltration est présentée à la figure 6.1. La variation est définie par la perméabilité L à un temps t d'expérience sur la perméabilité initiale L_0 et est étudiée en fonction du volume cumulé traversant la surface de la membrane. Dans le cas des EF, la perméabilité ne varie presque pas en fonction du volume spécifique ayant traversé la membrane. La légère variation dans les courbes est due à l'imprécision des capteurs de pression ainsi qu'à la variation du pourcentage d'ouverture de la vanne de recirculation afin de maintenir le débit de perméat constant. Ces mouvements de vannes entraînent des variations de pressions au cours de l'expérience. De plus, la variation globale de perméabilité maximale est de moins de 10%, ce qui permet de conclure qu'il n'y a pas de colmatage important.

Lors du passage des ECx4 ayant une concentration en COD de 10,7 mgC/L, la perméabilité chute au cours de l'expérience. En effet, la perméabilité n'était plus que de 70% de la perméabilité initiale soit 7,84 LMH.bar dans le cas de l'ECx4 avec un CFV de 0,13m/s à la fin de l'expérience. Le lavage chimique a permis de récupérer une perméabilité de 10,3 LMH.bar pour le début de l'expérience avec l'ECx4 de CFV égal à 0,25m/s. Cependant, le colmatage était plus rapide dans le cas de la vitesse de recirculation de 0,25m/s et a nécessité un nettoyage physique puisque la pression transmembranaire maximale de 85psi (5,9 bars) avait été dépassée autour de 110 L/m² de filtration.

La perméabilité a été récupérée pour un court instant avant de brusquement retomber et d'atteindre de nouveau la valeur maximale de pression transmembranaire, ce qui a entraîné l'arrêt de l'expérience. Cet effet n'était pas celui attendu, ce qui laisse supposer un colmatage irréversible.

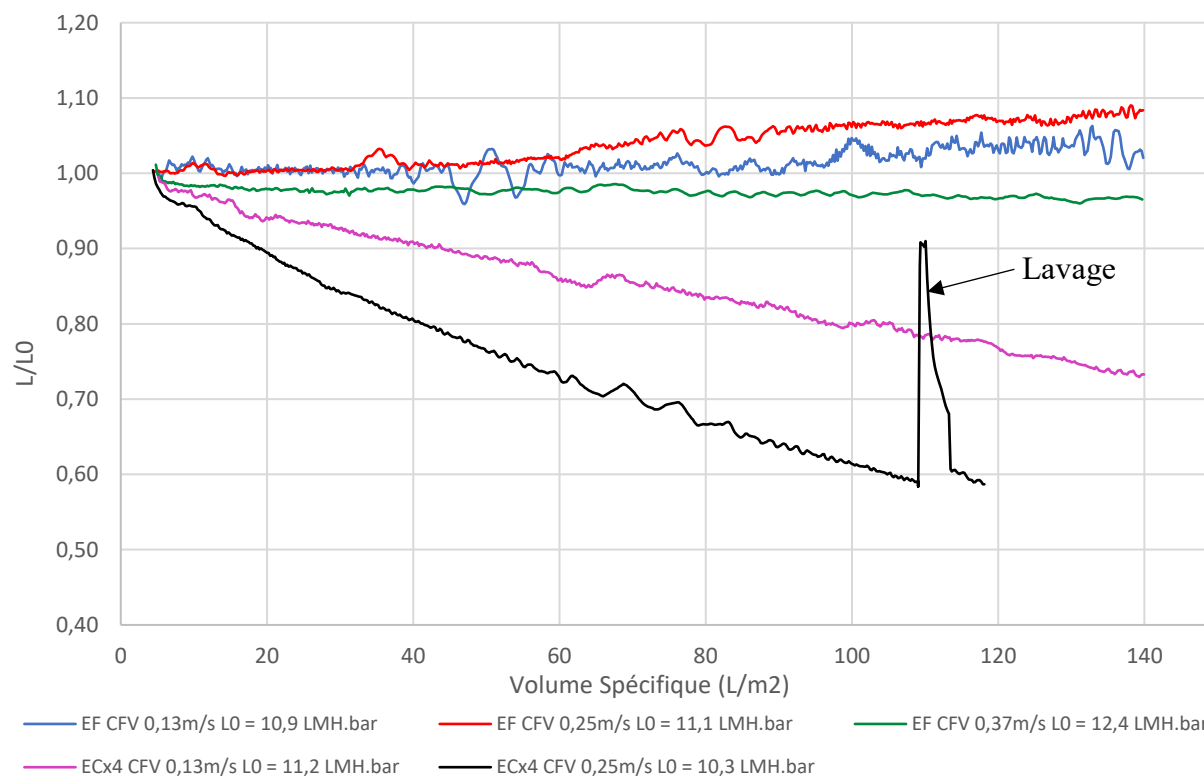


Figure 6.1 : Perméabilité en fonction du volume spécifique pour le fleuve Saint-Laurent avec des opérations à différentes vitesses de cisaillement

Malgré un nettoyage chimique plus important, il a été impossible d'éliminer le colmatage ainsi constitué ce qui a empêché la tenue de l'expérience avec l'ECx4 de CFV égal à 0,37m/s. L'explication plausible est la présence d'un pH de 7,6 et d'une alcalinité de 64 mgCaCO₃/L qui aurait entraîné une trop forte concentration d'ion Na⁺ et nuire au mécanisme d'exclusion de Donnan par neutralisation des charges de surface (Hong & Elimelech, 1997; Schaep et al., 1998). Le manque d'eau a empêché la reprise de l'expérience. Ainsi pour la suite des expériences, il a été décidé de relever le pH à 4, afin de limiter l'acidité de l'eau sur la membrane, et de ne pas remonter l'alcalinité lors de la préparation des ECx4 à partir de l'EC afin de prévenir l'ajout d'une force ionique pouvant nuire au mécanisme de Donnan.

La variation de la concentration de COD est suivie au cours de l'expérience, dans la ligne de recirculation et sur celle de perméat. La concentration en COD en alimentation est globalement équivalente à celle dans la ligne de recirculation. La figure 6.2 présente l'abattement du COD en fonction de l'avancement du taux de récupération de l'expérience. Le ratio du COD au perméat

(COD_P) sur le COD à l'alimentation (COD_F) de la membrane est donné par les valeurs de COD au perméat et à l'alimentation mesurées au taux de récupération donné.

Les trois courbes correspondant aux EF sont similaires. Les taux d'abattement de COD varient de 65% à 75 % au fur et à mesure que le taux de récupération augmente. Ceci est probablement une indication de l'effet favorable de l'accumulation de gâteau sur la rétention du COD. Dans le cas des ECx4, l'abattement diminue avec l'augmentation du taux de récupération pour la vitesse de recirculation de 0,13 m/s. L'hypothèse que la forte force ionique générée par l'ajout d'ion Na^+ est nuisible au mécanisme d'exclusion de Donnan est confirmé par les valeurs d'abattement mesurées. De plus, pour la vitesse de recirculation de 0,25 m/s, l'abattement est constant à 51-52% au cours de l'expérimentation.

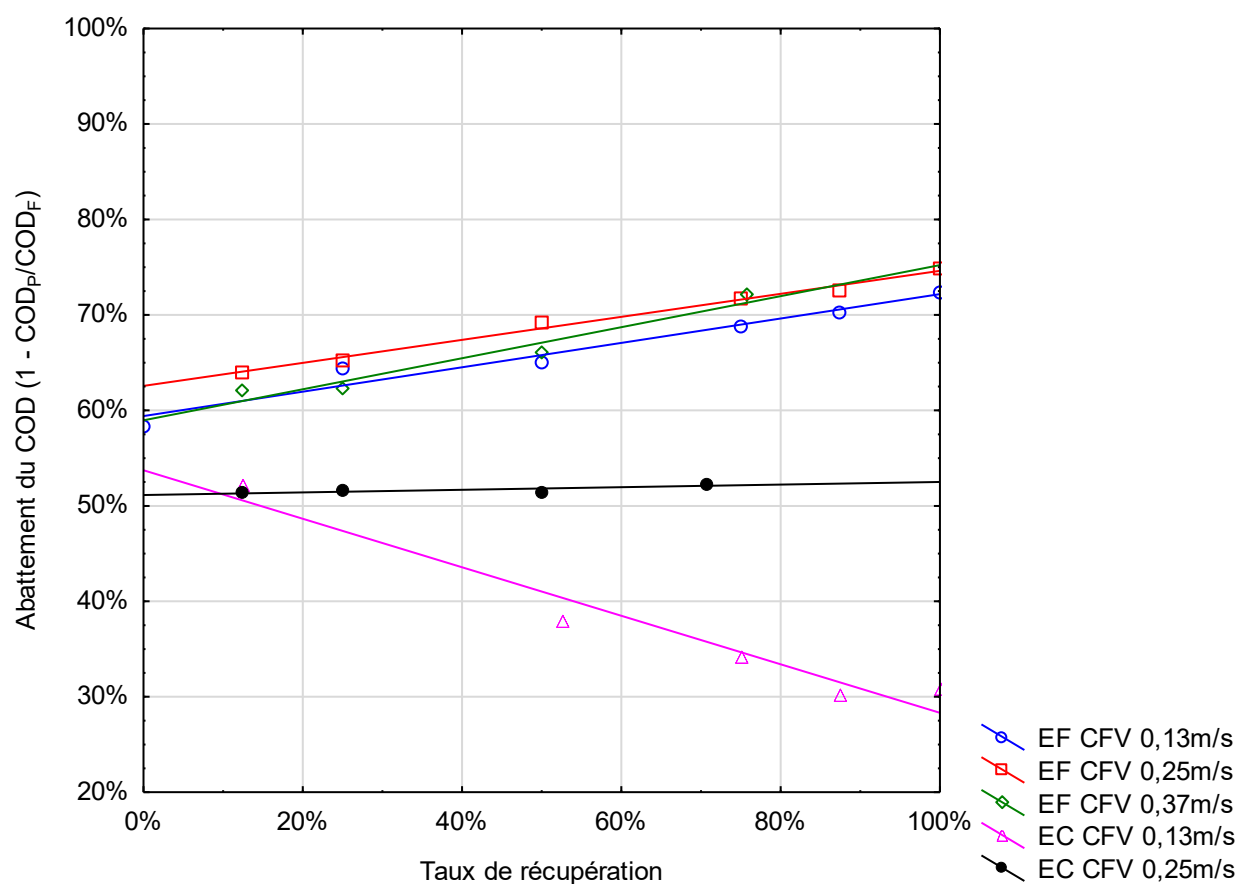


Figure 6.2 : Abattement du COD en fonction du taux de récupération

6.2 Rivière-des-Prairies

L'eau de la Rivière-des-Prairies a été testée en nanofiltration. Le tableau 6-3 présente les caractéristiques des eaux qui ont été testées en nanofiltration pour l'eau de la Rivière-des-Prairies.

Tableau 6-3 : Caractéristiques des eaux testées de la Rivière-des-Prairies pour la nanofiltration

	<i>EF</i>	<i>ECx4</i>
<i>COD (mg C /L)</i>	6,91	30,2
<i>pH</i>	7,08	4,02
<i>Alcalinité (mg CaCO₃/L)</i>	20	-

EF : Eau Filtrée, **ECx4** : Eau Concentrée à 4x fois en COD de l'EF

L'évolution de perméabilité est présentée à la figure 6.3. Comme pour l'eau du fleuve Saint-Laurent, l'EF ne génère pas de perte de perméabilité significative. Il semblerait même que dans ce cas une vitesse de recirculation plus importante aiderait à limiter les pertes de perméabilité. Les perméabilités initiales des EF sont très proches l'une de l'autre.

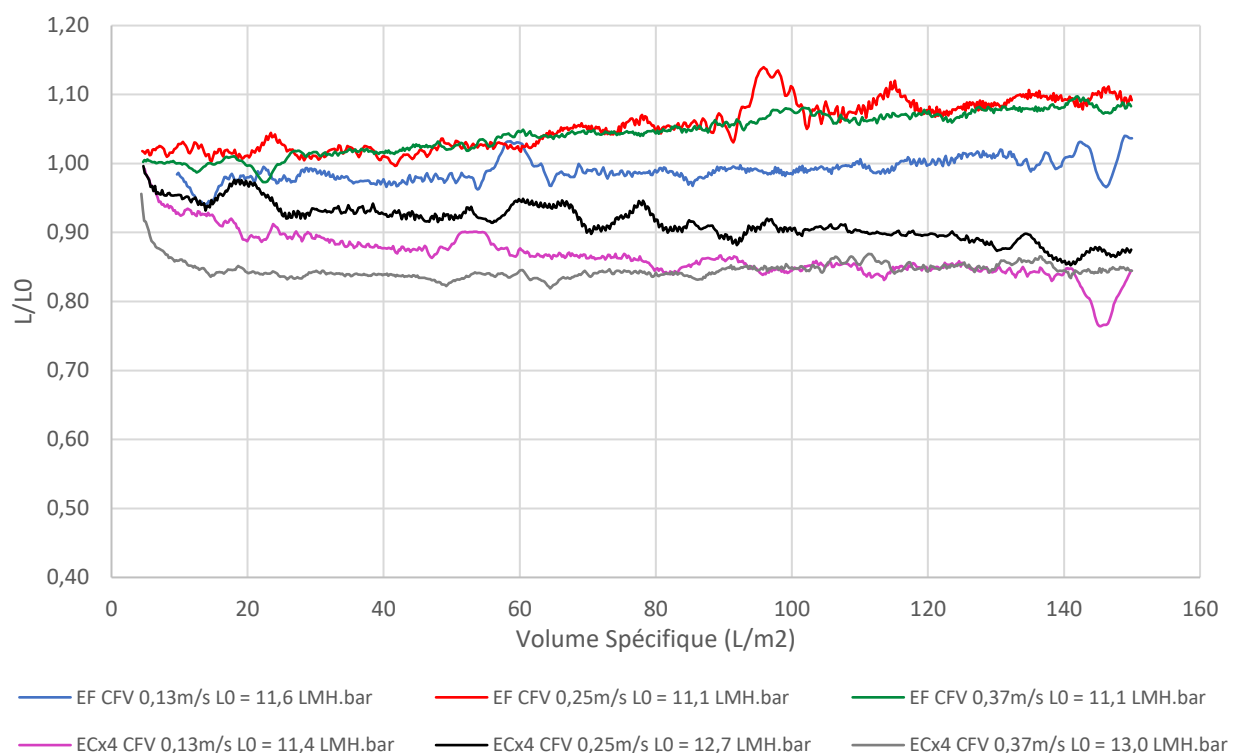


Figure 6.3 : Variation de la perméabilité en fonction du volume spécifique

Pour le cas des ECx4, la perméabilité a tendance à chuter plus rapidement initialement si la vitesse de recirculation est plus importante. La perte de perméabilité totale au cours de l'expérience est de 10 à 20%, ce qui n'est pas une perte très inquiétante. La vitesse de recirculation à 0,25 m/s donne la perte de perméabilité la plus stable. La vitesse de recirculation de 0,13 m/s serait trop faible dans le cas de l'ECx4.

La figure 6.4 présente l'abattement en COD en fonction du taux de récupération pour la Rivière-des-Prairies. Dans le cas des EF, les taux d'abattement initiaux varient de 6%, mais obtiennent des taux à la fin de l'expérience similaires de 90 %. Pour les ECx4, l'abattement du COD est le même pour les CFV de 0,25 m/s et 0,37 m/s soit 92%. Dans le cas de l'ECx4 recirculant à 0,13 m/s, l'abattement est plus faible ayant pour taux 84 %. La faible vitesse de recirculation peut permettre de laisser passer plus facilement la MO à travers les pores de la membrane.

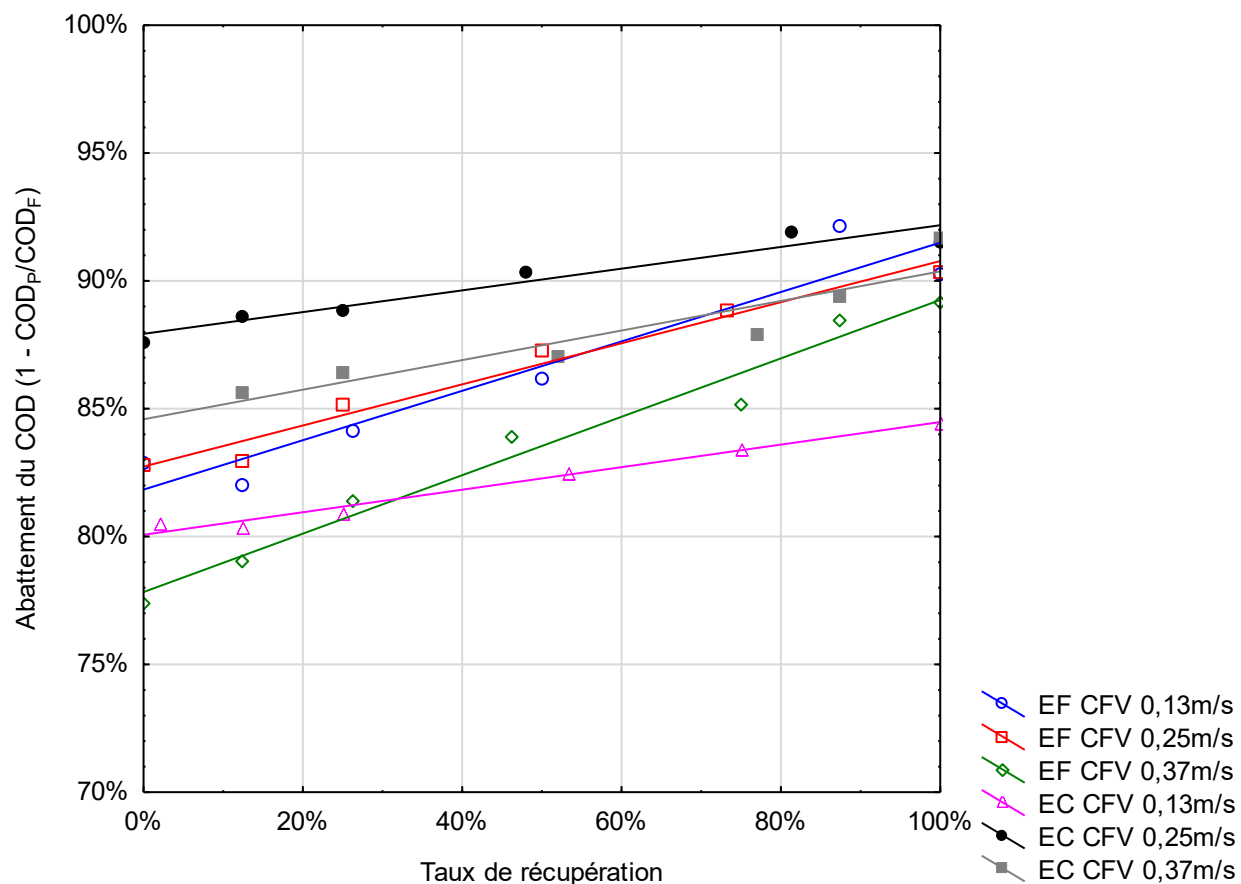


Figure 6.4 : Abattement du COD en fonction du taux de récupération

6.3 Rivière Mistassini

La dernière eau à avoir été testée est celle de la Rivière Mistassini. Comme mentionné au chapitre 4, du fait d'une erreur de manipulation l'eau concentrée n'est concentrée que 3 fois au lieu de 4. Ces caractéristiques sont présentées au tableau 6-4.

Tableau 6-4 : Caractéristiques des eaux testées de la Rivière Mistassini pour la nanofiltration

	<i>EF</i>	<i>ECx4</i>
<i>COD (mg C /L)</i>	11,7	31,4
<i>pH</i>	6,55	4,11
<i>Alcalinité (mg CaCO₃/L)</i>	8	-
<i>Facteur de Concentration (COD)</i>	-	2,70

EF : Eau Filtrée, **ECx4** : Eau Concentrée à 4x fois en COD de l'EF

Les pertes de perméabilité sont présentées à la figure 6.5 en fonction du volume cumulé filtré par surface de membrane. La perméabilité ne varie pas énormément dans le cas des EF, moins de 10 % au cours de l'expérience.

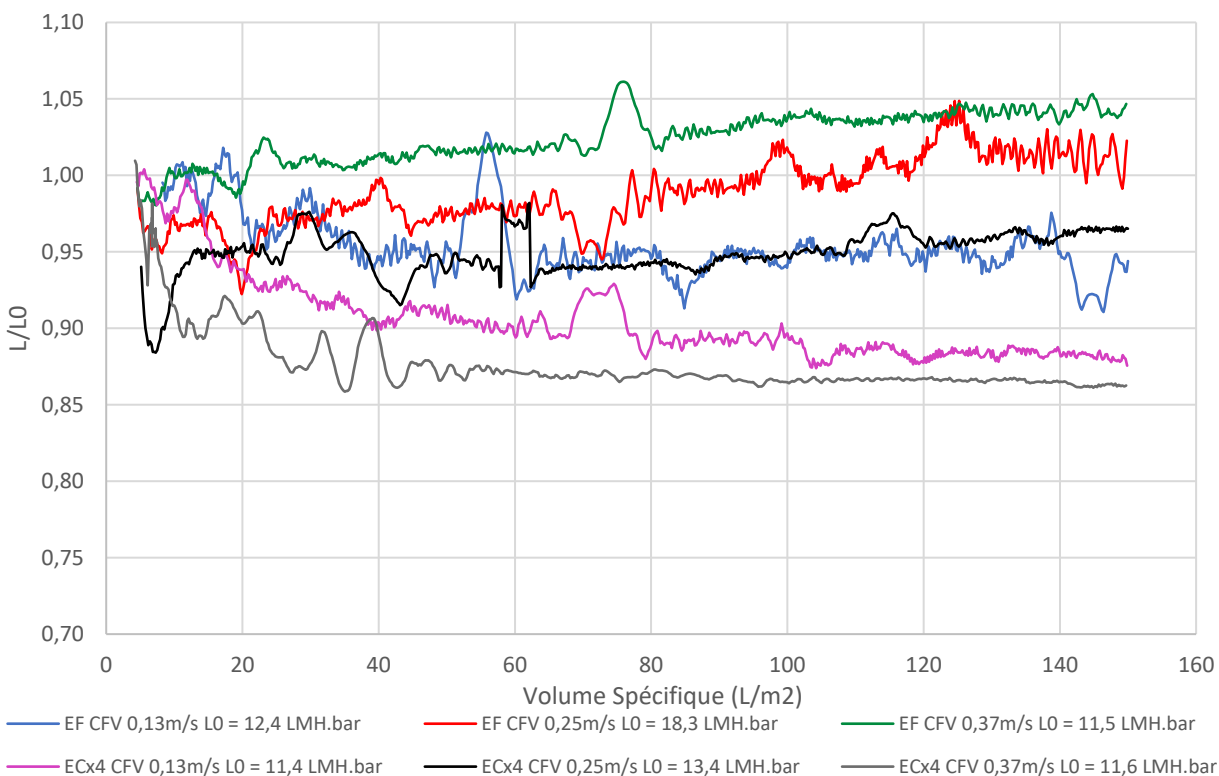


Figure 6.5 : Variation de la perméabilité selon le volume spécifique de la Rivière Mistassini

Les vitesses de recirculation plus élevées aident cependant à réduire les pertes dues à de potentiels dépôts de MO sur la membrane. Dans le cas des ECx4, les pertes de perméabilité sont rapides au début de l'expérience, puis la perméabilité ne varie presque plus. Dans le cas de l'ECx4 avec une vitesse de recirculation de 0,25m/s, une perte brève a été enregistrée en début d'expérience ; elle pourrait être due à une bulle d'air qui était coincée dans le système. Les pertes sont même négligeables puisque l'expérience se finit avec la même valeur de perméabilité qu'au début de celle-ci.

Les informations d'abattement de COD sont présentées dans la figure 6.6. Les abattements finaux en COD sont très semblables pour les EF soit 95% bien que les abattements initiaux divergent un peu plus (83 à 91%). Dans les cas des ECx4, l'abattement final est légèrement plus faible (93%) que pour les EF.

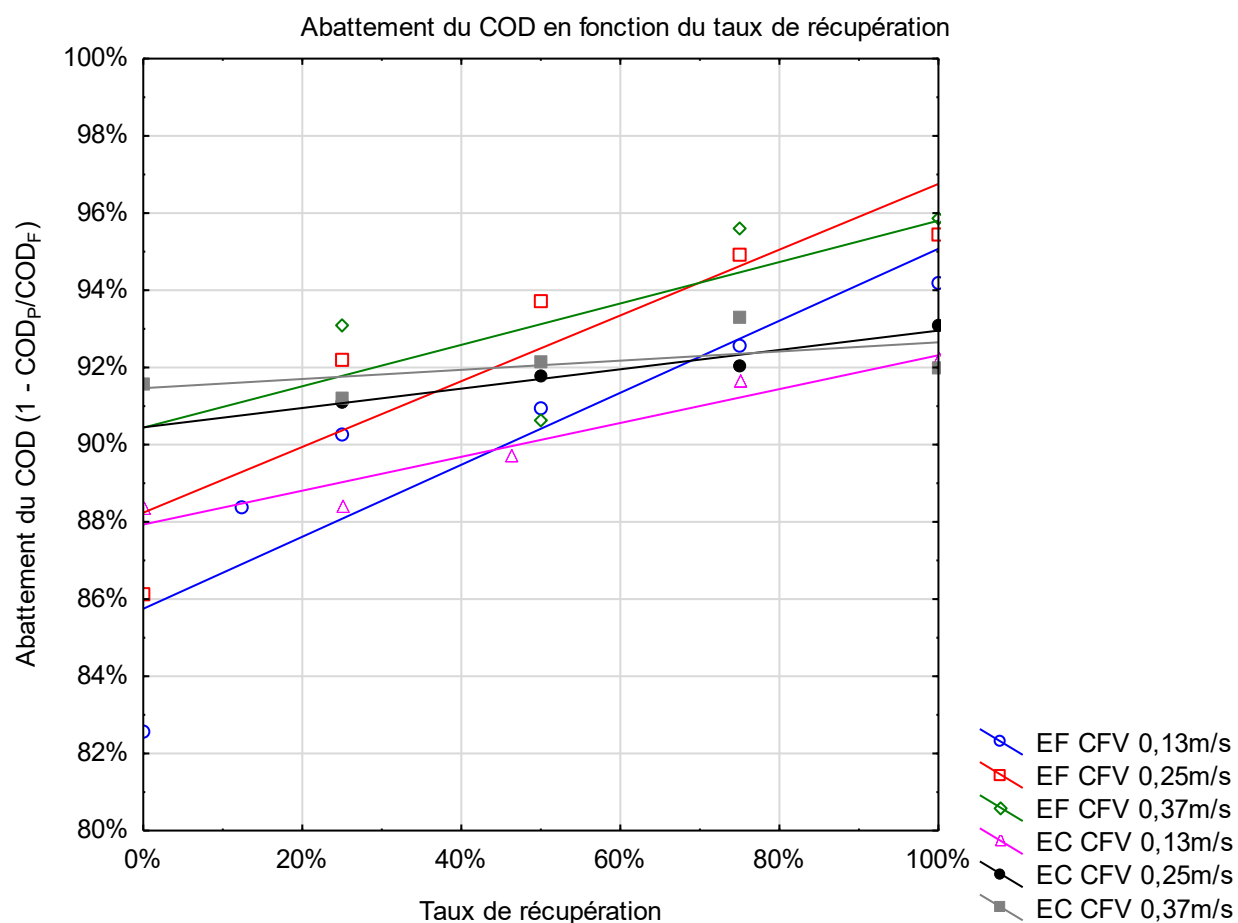


Figure 6.6 : Abattement du COD en fonction du taux de récupération

Il semble que l'abattement initial soit plus élevé lorsque la vitesse de recirculation est plus élevée dans le cas de la Rivière Mistassini. Cependant, comme indiqué plus haut, la MO était moins concentrée dans le cas des EC, mais il serait sûrement possible d'obtenir les mêmes courbes de EC avec une eau concentrée 4 fois.

6.4 Comparaison des performances de la nanofiltration pour les 3 types d'eaux étudiés

La variation de la perméabilité au cours des expériences pour les eaux de la Rivière-des-Prairies et de la Rivière Mistassini est au maximum de 20% et de 14% respectivement. Les pertes sont plus importantes dans le cas du fleuve Saint-Laurent, jusqu'à 40%. Les pertes de perméabilité sont très faibles pour les EF, voire quasiment nulles ($\pm 10\%$). Les pertes de perméabilité engendrées sur la membrane par les eaux de la Rivière-des-Prairies et de la Rivière Mistassini ont été très faibles ($< 40\%$) lors des expériences, ce qui n'a pas nécessité l'utilisation de lavage physique (forward flush) au cours de l'expérience. Dans le cas du fleuve Saint-Laurent, le colmatage de la membrane chargée négativement était lié potentiellement à la force ionique générée par l'ajout de solution à base de forte concentration d'ions positifs pour réajuster pH de 7,6 ainsi qu'à l'alcalinité de 64 mgCaCO₃/L qui a favorisé le blocage des pores de la membrane par neutralisation du mécanisme d'exclusion de Donnan.

Les pertes de perméabilité des expériences à une vitesse de recirculation de 0,37 m/s sont plus élevées qu'à une vitesse de recirculation de 0,25 m/s. Ce résultat est assez contre intuitif.

La variation de perméabilité est davantage influencée par la vitesse de recirculation que par la concentration de COD dans l'eau à traiter. Cependant, une partie des pertes de perméabilité est quand même attribuable à la concentration de COD plus élevée dans le cas des EC.

L'évolution de COD suit une pente linéaire, peu importe les conditions de recirculation. L'angle de la pente est cependant influencé par la vitesse de recirculation. Les abattements sont assez importants. En effet, dans le cas des EF, les abattements varient de 75 à 96 % en fin d'expérience. Côté EC, l'abattement de COD de la Rivière-des-Prairies et de la Rivière Mistassini atteint 90% et 94% respectivement. L'abattement en COD des EC du fleuve Saint-Laurent n'est pas révélateur. Le déroulement de ces expériences a été difficile dû au colmatage et les résultats ne sont pas fiables.

Les abattements obtenus se contredisent avec ce qui peut être attendu en lisant la littérature. En effet, l'abattement en COD est supposé diminuer lorsque le taux de récupération d'eau augmente. Or ceux-ci ont tendance à augmenter avec le taux de récupération. Deux hypothèses ont été émises. D'un côté l'expérimentation se déroule à flux constant alors que la majorité de la littérature travaille en pression constante. De l'autre, la création d'un gâteau sur les pores de la membrane réduisant ainsi la taille des pores permettrait potentiellement de réduire le COD traversant au perméat et donc d'augmenter la valeur d'abattement.

Il n'est pas possible de dire si l'augmentation de la vitesse de recirculation permet d'améliorer l'abattement initial puisque les résultats de la Rivière des Prairies et de la Rivière Mistassini se contredisent. En effet, dans le cas de la Rivière-des-Prairies, l'abattement est meilleur pour une vitesse de recirculation de 0,25 m/s tout au cours de l'expérience. Mais dans le cas de la Rivière Mistassini, l'abattement est meilleur à 0,37 m/s bien que l'écart avec l'abattement à 0,25 m/s est seulement de 1%. Cependant, une vitesse de recirculation trop faible ou trop forte semble affecter négativement la perméabilité ainsi que la qualité de l'eau au perméat, comme l'avait déjà signifié Keucken et al. (2016). Il faut donc choisir la bonne vitesse de recirculation pour empêcher un dépôt sur la membrane, sans pour autant créer trop de pression sur celle-ci. En effet, l'augmentation de la vitesse de recirculation entraîne une augmentation de la pression transmembranaire ce qui favorise la compression du gâteau.

Un paramètre qui influence grandement les mesures de COD est la qualité de la propreté après le nettoyage chimique des lignes d'échantillonnage. En effet, s'il reste des traces de COD de l'expérience précédente, les échantillons seront potentiellement plus chargés en COD qu'ils ne le sont réellement. Une attention particulière a été portée à ce sujet, mais il est très difficile d'éliminer 100% des traces de COD dans ces lignes.

CHAPITRE 7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce projet de recherche visait à quantifier l'influence que peut avoir une forte charge de matière organique naturelle dans l'eau sur la performance des procédés de traitement standards : coagulation/décantation ou nanofiltration. En effet, si cette influence peut être caractérisée, il sera plus facile pour des manufacturiers de savoir s'ils peuvent donner des garanties de performance sur leurs produits pour des applications sur des eaux plus chargées. De plus, les municipalités pourront également créer des plans d'action en cas de pics de MO dans leurs sources d'eau. Ce projet ne visait pas à lui seul à émettre des recommandations pour un usage industriel ou opérationnel, mais constitue une étape qui permet d'orienter la suite des recherches en vue d'établir de telles recommandations.

7.1 Impact de la concentration de la MON sur sa composition

Pour ce faire, il était nécessaire de trouver un moyen efficace d'obtenir en grande quantité de la MO ayant les mêmes caractéristiques (composition, propriétés) que dans les sources d'eau d'origine. Il a donc été nécessaire de concentrer la MO par un procédé ne l'altérant pas. La concentration par osmose inverse est une solution qui a été démontrée comme simple et efficace au travers de la littérature et c'est pour cette raison qu'elle a été retenue pour la présente étude. En effet, nous avons montré que la MO n'est pas ou est très peu modifiée lors de la concentration par osmose inverse. La concentration par osmose inverse a permis d'obtenir des concentrations allant de 10,6 à 19,7 fois la valeur de COD initiale. Plusieurs analyses ont été réalisées afin de confirmer l'absence de modification importante de la MO, que ce soit des analyses de LC-OCD ou de FEEM mis à part dans le cas de l'eau du Fleuve Saint-Laurent. La MO a été caractérisée à son arrivée et au cours de sa concentration pour suivre l'influence de la chaîne de concentration (microfiltration, adoucissement par échange d'ions, osmose inverse).

7.2 Influence de la MON concentrée sur son abattement par traitement conventionnel

Les tests effectués sur le procédé de traitement conventionnel (coagulation/floculation/décantation/filtration) ont permis de déterminer l'influence qu'a la MO de la source d'eau lorsque celle-ci augmente en termes de concentration de COD sur la dose de

coagulant nécessaire. L'eau filtrée (EF) de référence et l'eau concentrée à une valeur d'une fois la concentration de COD de l'eau filtrée (ECx1) nécessitent les mêmes doses de coagulant. Ainsi, il sera possible de n'utiliser que de l'eau qui a été concentrée pour faire les tests de coagulation lors des prochains essais. La relation entre la concentration de COD initiale et la dose de coagulant nécessaire est linéaire. Cependant, de nombreux paramètres (turbidité, pH, alcalinité, dose de polymères) ont influencé la dose de coagulant nécessaire pour les expériences. Il ne faut bien sûr pas oublier les THM qui se forment lors de la chloration qui sont normés à 80 µg/L au Québec. Plus de COD est élevée dans l'eau, plus il aura de THMs générés, ce qui peut entraîner le non-respect de la recommandation de Santé Canada. Au-dessus de 3 mg C/L, il y a de fortes chances de former des THM.

7.3 Impact de la MON concentrée sur la filière de nanofiltration

Pour ce qui est du procédé de nanofiltration, l'augmentation de COD ne nuit pas l'abattement généré par les membranes. En effet, la perte de perméabilité est relativement faible peu importe la concentration initiale de COD. Les pertes maximales de perméabilité sont d'environ 20% dans le cas de la Rivière-des-Prairies et même inférieure dans le cas de la Rivière Mistassini. Du côté de l'abattement du COD, les abattements sont importants, jusqu'à 95% d'abattement et ceux sans différenciation de la concentration en COD initiale. Il est cependant difficile de dire si l'abattement est influencé par la vitesse de recirculation. Cependant, une vitesse de recirculation trop élevée pourrait entraîner une augmentation de pression trop importante et favoriser le colmatage de la MO sur les pores de la membrane en causant une compression du gâteau ce qui réduit sa perméabilité. La présence d'une force ionique importante peut grandement réduire la perméabilité et la qualité de l'eau comme vue lors des tests sur l'eau du fleuve Saint-Laurent. Cependant, l'absence de réajustement de pH et d'alcalinité comme pour l'eau de la Rivière-des-Prairies et celle de la Rivière Mistassini a réduit grandement les pertes de perméabilité au cours des expériences. Il est donc important d'avoir une bonne préfiltration et de ne pas redoser trop d'alcalinité avant une chaîne de nanofiltration.

7.4 Recommandations

À la suite de ce projet et à la lumière des résultats obtenus, plusieurs recommandations sont émises pour la suite des travaux qui pourraient en découler :

1. Optimiser les essais de coagulation et en augmenter le nombre

Optimiser la coagulation en ajustant le pH et le polymère permettrait également de lever le doute qui peut s'installer avec les résultats tels que présentés. Il est vrai que le pH et la dose de polymère avec lesquels la coagulation était faite n'étaient pas toujours optimaux. Il a été vu dans la revue de littérature que ces deux paramètres avaient une influence sur la coagulation.

Davantage d'essais avec des eaux encore plus concentrées (x4, x5) ou intermédiaires (x1,5 ou 2,5) pourraient être réalisés afin de mieux déterminer la courbe de prédiction de dose de coagulant. En effet, il sera plus facile de conclure sur le type d'évolution (linéaire ou autre) qui est observée.

2. Ajouter d'autres paramètres à la coagulation

Étudier comment est corrélée une pointe de MO dans l'eau au niveau des stations de traitements (variation de la turbidité, variation du pH, variation de l'alcalinité ...) permettrait de créer les courbes de réponse exacte pour les municipalités. Il serait d'ailleurs possible et très facile d'utiliser la turbidité de l'eau brute prélevée qui est retenue par la microfiltration et de l'ajouter à l'eau concentrée. Obtenir des courbes de réponse exacte permettrait d'augmenter la réactivité des usines face à ce genre de situation. Il serait également possible de tester d'autres produits de coagulation comme le sulfate ferrique.

3. Utiliser d'autres modules de nanofiltration

Il serait bon de tester des modules de nanofiltration d'autres compagnies afin de confirmer les résultats obtenus à l'aide de ce module. De plus, utiliser d'autres modules permettrait de connaître davantage la perte de perméabilité propre à chaque module. Ainsi, il serait possible d'avoir une meilleure idée des besoins en nettoyage et des problèmes potentiels pour les usines en cas de pointe de MO dans l'eau.

4. Augmenter le nombre d'expériences de nanofiltration

Un autre point est d'ajouter des tests à la nanofiltration. Il serait possible de reprendre les tests qui se sont mal déroulés et qui n'ont pas pu être repris par manque d'eau. De plus, davantage de vitesses de recirculation pourraient être étudiées afin d'enrichir les éléments trouvés dans cette étude.

5. Amélioration du pilote de concentration

Il serait possible de transformer ce pilote afin qu'il soit déplaçable sur les sites d'échantillonnage permettant de ne rapporter en laboratoire que quelques dizaines de litres d'eau concentrée au lieu de plusieurs centaines de litres. Pour ce faire, il devrait avoir au maximum une taille équivalente à une palette afin de rentrer facilement à l'arrière d'un véhicule de type pick-up. Les nettoyages pourraient se faire une fois le système revenu du terrain d'échantillonnage. Une automatisation pourrait aussi aider à manipuler le pilote, étant donné qu'il est nécessaire de faire circuler de l'eau pour un minimum de 30 minutes à travers l'osmose inverse avant de pouvoir commencer la concentration. De plus, l'amélioration de la pompe alimentant la membrane de microfiltration pourra permettre d'augmenter la productivité d'autant que la MF a la capacité de prendre davantage de pression.

BIBLIOGRAPHIE

- Ahn, W.-Y., Yim, S.-K., Son, B.-Y., Kim, G. T., Ahn, H., Lee, D., . . . Cho, J. (2004). Experimental evaluations of a pilot nanofiltration system with respect to NOM and BOM removals and stable permeability with appropriate pre-treatments: A case study in Korea. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 53(3), 169-181.
- Aiken, G. R. (1984). Evaluation of ultrafiltration for determining molecular weight of fulvic acid. *Environmental Science & Technology*, 18(12), 978-981. doi:10.1021/es00130a016
- Alborzfar, M., Jonsson, G., & GrØn, C. (1998). Removal of natural organic matter from two types of humic ground waters by nanofiltration. *Water Research*, 32(10), 2983-2994. doi:[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00063-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00063-3)
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), & Water Environment Federation (WEF). (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater (21th Edition)*. Washington, DC, USA.
- Amini, N., Papineau, I., Storck, V., Bérubé, P. R., Mohseni, M., & Barbeau, B. (2018). Long-term performance of biological ion exchange for the removal of natural organic matter and ammonia from surface waters. *Water Research*, 146, 1-9. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.057>
- Amy, G. (2008). Fundamental understanding of organic matter fouling of membranes. *Desalination*, 231(1), 44-51. doi:<https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.11.037>
- Amy, G. L., Collins, M. R., Kuo, C. J., & King, P. H. (1987). Comparing Gel Permeation Chromatography and Ultrafiltration for the Molecular Weight Characterization of Aquatic Organic Matter. *Journal - American Water Works Association*, 79(1), 43-49. doi:10.1002/j.1551-8833.1987.tb02782.x
- Ates, N., Yilmaz, L., Kitis, M., & Yetis, U. (2009). Removal of disinfection by-product precursors by UF and NF membranes in low-SUVA waters. *Journal of Membrane Science*, 328(1), 104-112. doi:<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2008.11.044>
- Bacchin, P., Aimar, P., & Field, R. W. (2006). Critical and sustainable fluxes: Theory, experiments and applications. *Journal of Membrane Science*, 281(1), 42-69. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2006.04.014>
- Beck, K. C., Reuter, J. H., & Perdue, E. M. (1974). Organic and inorganic geochemistry of some coastal plain rivers of the southeastern United States. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 38(3), 341-364. doi:[https://doi.org/10.1016/0016-7037\(74\)90130-6](https://doi.org/10.1016/0016-7037(74)90130-6)
- Bodzek, M., Konieczny, K., & Kwiecińska, A. (2011). Application of membrane processes in drinking water treatment—state of art. *Desalination and Water Treatment*, 35(1-3), 164-184. doi:10.5004/dwt.2011.2435
- Braeken, L., Ramaekers, R., Zhang, Y., Maes, G., Bruggen, B. V. d., & Vandecasteele, C. (2005). Influence of hydrophobicity on retention in nanofiltration of aqueous solutions containing organic compounds. *Journal of Membrane Science*, 252(1), 195-203. doi:<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2004.12.017>

- Budd, G. C., Hess, A. F., Shorney-Darby, H., Neemann, J. J., Spencer, C. M., Bellamy, J. D., & Hargette, P. H. (2004). Coagulation applications for new treatment goals. *Journal - American Water Works Association*, 96(2), 102-113. doi:10.1002/j.1551-8833.2004.tb10559.x
- Buffle, J., Deladoey, P., & Haerdi, W. (1978). The use of ultrafiltration for the separation and fractionation of organic ligands in fresh waters. *Analytica Chimica Acta*, 101(2), 339-357. doi:[https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(01\)93369-0](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(01)93369-0)
- Chamoli, U. (2013). *Disinfection and Self-sensitized Degradation of Natural Organic Matter (NOM) by TiO₂ Photocatalysis with Visible Light (M.Sc. thesis)*. (University of Calgary, Calgary, Canada).
- Chang, E. E., Chen, Y.-W., Lin, Y.-L., & Chiang, P.-C. (2009). Reduction of natural organic matter by nanofiltration process. *Chemosphere*, 76(9), 1265-1272. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.04.053>
- Chen, W., Westerhoff, P., Leenheer, J. A., & Booksh, K. (2003). Fluorescence Excitation–Emission Matrix Regional Integration to Quantify Spectra for Dissolved Organic Matter. *Environmental Science & Technology*, 37(24), 5701-5710. doi:10.1021/es034354c
- Chin, Y.-P., Aiken, G., & O'Loughlin, E. (1994). Molecular Weight, Polydispersity, and Spectroscopic Properties of Aquatic Humic Substances. *Environmental Science & Technology*, 28(11), 1853-1858. doi:10.1021/es00060a015
- Cho, J., Amy, G., & Pellegrino, J. (1999). Membrane filtration of natural organic matter: initial comparison of rejection and flux decline characteristics with ultrafiltration and nanofiltration membranes. *Water Research*, 33(11), 2517-2526. doi:[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00498-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00498-9)
- Cho, J., Amy, G., & Pellegrino, J. (2000). Membrane filtration of natural organic matter: factors and mechanisms affecting rejection and flux decline with charged ultrafiltration (UF) membrane. *Journal of Membrane Science*, 164(1), 89-110. doi:[https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(99\)00176-3](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(99)00176-3)
- Cho, J., Amy, G., Yoon, Y., & Sohn, J. (2002). Predictive models and factors affecting natural organic matter (NOM) rejection and flux decline in ultrafiltration (UF) membranes. *Desalination*, 142(3), 245-255. doi:[https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)00206-0](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)00206-0)
- Coble, P. G. (1996). Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Marine Chemistry*, 51(4), 325-346. doi:[https://doi.org/10.1016/0304-4203\(95\)00062-3](https://doi.org/10.1016/0304-4203(95)00062-3)
- Croue, J.-P., Korshin, G. V., & Benjamin, M. M. (2000). *Characterization of natural organic matter in drinking water*: American Water Works Association.
- Diem, S., Rudolf von Rohr, M., Hering, J. G., Kohler, H.-P. E., Schirmer, M., & von Gunten, U. (2013). NOM degradation during river infiltration: Effects of the climate variables temperature and discharge. *Water Research*, 47(17), 6585-6595. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.028>

- Duan, J., & Gregory, J. (2003). Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science*, 100-102, 475-502. doi:[https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(02\)00067-2](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(02)00067-2)
- Edzwald, J. K. (1993). Coagulation in Drinking Water Treatment: Particles, Organics and Coagulants. *Water Science and Technology*, 27(11), 21-35. doi:10.2166/wst.1993.0261
- Edzwald, J. K. (November 15, 2016). *Coagulation Revisited : colloids, chemistry, and carbon*. Communication présentée à WQTC.
- Ericsson, B., & Trägårdh, G. (1997). Treatment of surface water rich in humus — Membrane filtration vs. conventional treatment. *Desalination*, 108(1), 117-128. doi:[https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(97\)00017-9](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(97)00017-9)
- Fan, L., Harris, J. L., Roddick, F. A., & Booker, N. A. (2001). Influence of the characteristics of natural organic matter on the fouling of microfiltration membranes. *Water Research*, 35(18), 4455-4463. doi:[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00183-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00183-X)
- Fritzmman, C., Löwenberg, J., Wintgens, T., & Melin, T. (2007). State-of-the-art of reverse osmosis desalination. *Desalination*, 216(1), 1-76. doi:<https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.12.009>
- Glucina, K., Alvarez, A., & Laine, J. M. (2000). Assessment of an integrated membrane system for surface water treatment. *Desalination*, 132(1), 73-82. doi:[https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)00137-5](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)00137-5)
- Gregor, J. E., Nokes, C. J., & Fenton, E. (1997). Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation. *Water Research*, 31(12), 2949-2958. doi:[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00154-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00154-1)
- Guo, H., Wyart, Y., Perot, J., Nauleau, F., & Moulin, P. (2010). Low-pressure membrane integrity tests for drinking water treatment: A review. *Water Research*, 44(1), 41-57. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.09.032>
- Guo, W., Ngo, H.-H., & Li, J. (2012). A mini-review on membrane fouling. *Bioresource Technology*, 122, 27-34. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.089>
- Heiderscheidt, E., Leiviskä, T., & Kløve, B. (2016). Coagulation of humic waters for diffused pollution control and the influence of coagulant type on DOC fractions removed. *Journal of Environmental Management*, 181, 883-893. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.043>
- Hejzlar, J., Dubrovský, M., Buchtele, J., & Růžicka, M. (2003). The apparent and potential effects of climate change on the inferred concentration of dissolved organic matter in a temperate stream (the Malše River, South Bohemia). *Science of The Total Environment*, 310(1), 143-152. doi:[https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00634-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00634-4)
- Her, N., Amy, G., Foss, D., Cho, J., Yoon, Y., & Kosenka, P. (2002). Optimization of Method for Detecting and Characterizing NOM by HPLC–Size Exclusion Chromatography with UV and On-Line DOC Detection. *Environmental Science & Technology*, 36(5), 1069-1076. doi:10.1021/es015505j
- Hong, S., & Elimelech, M. (1997). Chemical and physical aspects of natural organic matter (NOM) fouling of nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 132(2), 159-181. doi:[https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(97\)00060-4](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(97)00060-4)

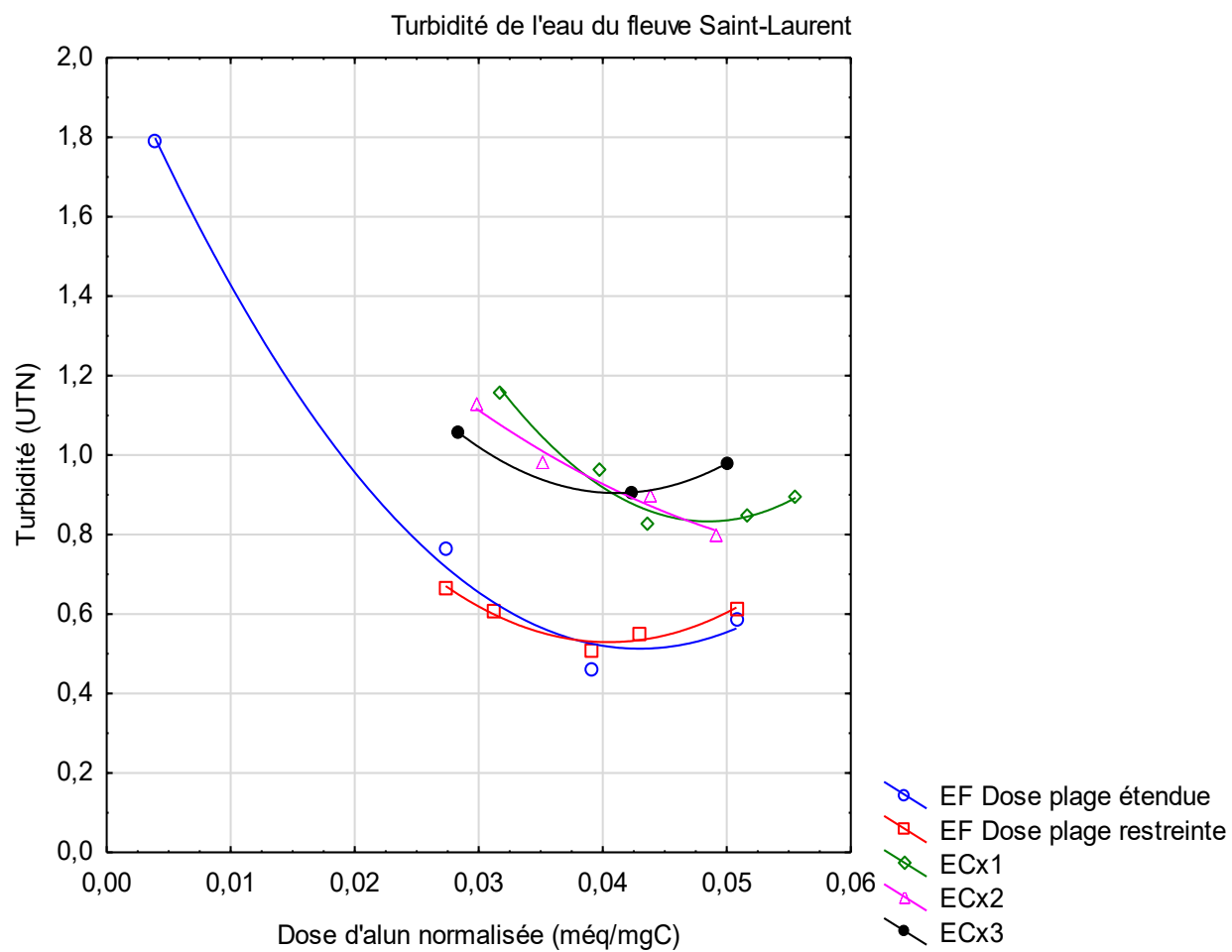
- Huber, S. A., Balz, A., Abert, M., & Pronk, W. (2011). Characterisation of aquatic humic and non-humic matter with size-exclusion chromatography – organic carbon detection – organic nitrogen detection (LC-OCD-OND). *Water Research*, 45(2), 879-885. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.023>
- Jarvis, P., Jefferson, B., & Parsons, S. A. (2006). Floc structural characteristics using conventional coagulation for a high doc, low alkalinity surface water source. *Water Research*, 40(14), 2727-2737. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.04.024>
- Jiang, J.-Q. (2015). The role of coagulation in water treatment. *Current Opinion in Chemical Engineering*, 8, 36-44. doi:<https://doi.org/10.1016/j.coche.2015.01.008>
- Jiang, S., Li, Y., & Ladewig, B. P. (2017). A review of reverse osmosis membrane fouling and control strategies. *Science of The Total Environment*, 595, 567-583. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.235>
- Kawamura, S. (2000). *Integrated design and operation of water treatment facilities (Second Edition)*. New York, USA: John Wiley and Sons, Inc.
- Keucken, A., Wang, Y., Tng, K. H., Leslie, G., Spanjer, T., & Kohler, S. J. (2016). Optimizing Hollow Fibre Nanofiltration for Organic Matter Rich Lake Water. *Water*, 8(10), 25. doi:10.3390/w8100430
- Kilduff, J. E., Mattaraj, S., Wigton, A., Kitis, M., & Karanfil, T. (2004). Effects of reverse osmosis isolation on reactivity of naturally occurring dissolved organic matter in physicochemical processes. *Water Research*, 38(4), 1026-1036. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.049>
- Kim, J. S., Chian, E. S. K., Saunders, F. M., Perdue, E. M., & Giabbai, M. F. (1988). Characteristics of Humic Substances and Their Removal Behavior in Water Treatment. Dans *Aquatic Humic Substances* (vol. 219, p. 473-497): American Chemical Society.
- Koprivnjak, J. F., Perdue, E. M., & Pfromm, P. H. (2006). Coupling reverse osmosis with electrodialysis to isolate natural organic matter from fresh waters. *Water Research*, 40(18), 3385-3392. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.07.019>
- Kovacs, M. H., Ristoiu, D., Voica, C., & Moldovan, Z. (2013). Climate change influence on drinking water quality. *AIP Conference Proceedings*, 1565(1), 298-303. doi:10.1063/1.4833749
- Kwak, J., W.P. Nelson, R., & Gamble, D. (1977). *Ultrafiltration of fulvic and humic acids, a comparison of stirred cell and hollow fiber techniques* (vol. 41).
- Lapointe, M. (2018). *Impact de médias légers et de polymères alternatifs sur la performance de la floculation léstée*. (École Polytechnique de Montréal).
- Lee, S., Amy, G., & Cho, J. (2004). Applicability of Sherwood correlations for natural organic matter (NOM) transport in nanofiltration (NF) membranes. *Journal of Membrane Science*, 240(1), 49-65. doi:<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2004.04.011>
- Lee, S., Kwon, B., Sun, M., & Cho, J. (2005). Characterizations of NOM included in NF and UF membrane permeates. *Desalination*, 173(2), 131-142. doi:<https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.08.030>

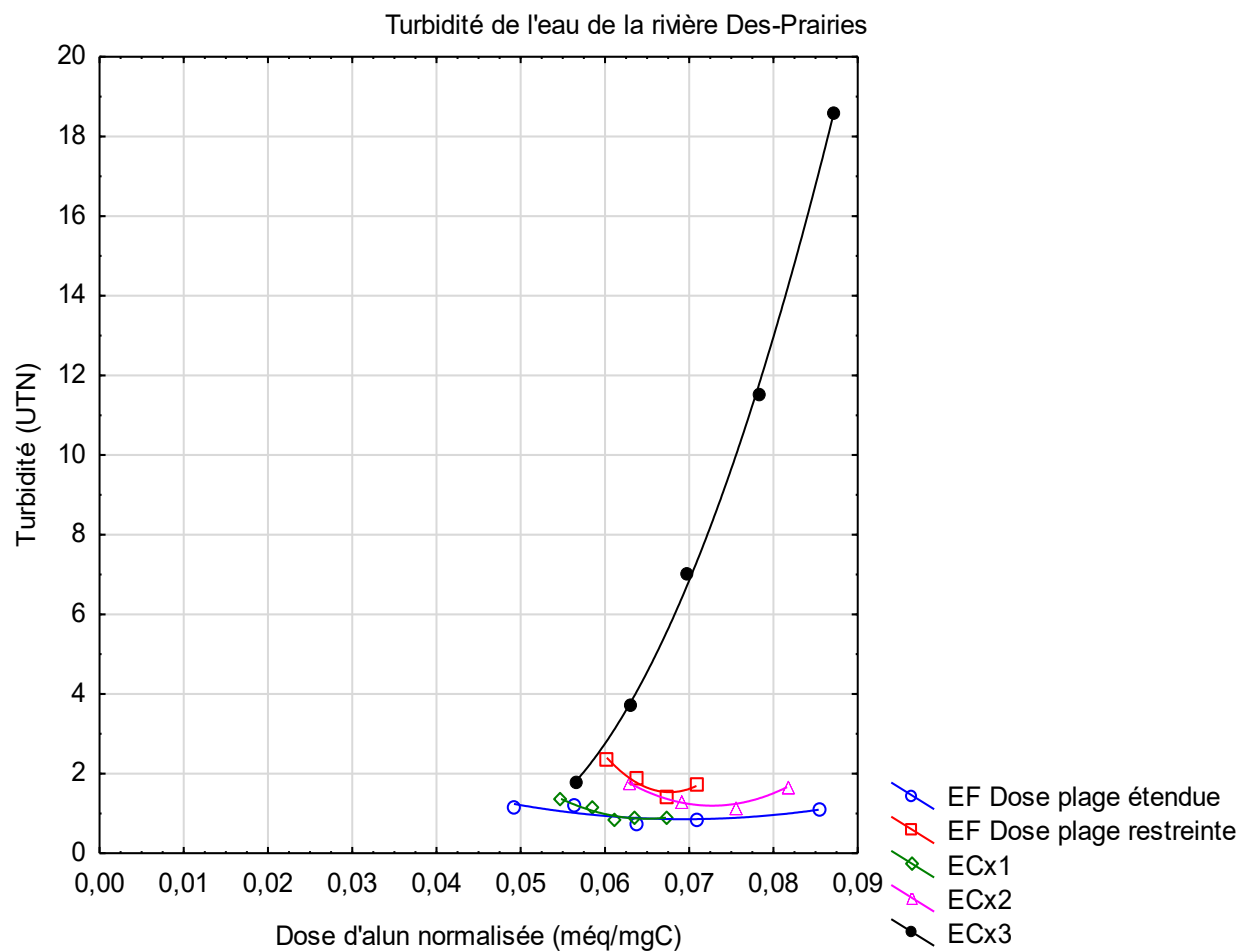
- Lee, S., & Lee, C.-H. (2007). Effect of membrane properties and pretreatment on flux and NOM rejection in surface water nanofiltration. *Separation and Purification Technology*, 56(1), 1-8. doi:<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.01.007>
- Leenheer, J. A., & Croué, J.-P. (2003). Peer Reviewed: Characterizing Aquatic Dissolved Organic Matter. *Environmental Science & Technology*, 37(1), 18A-26A. doi:10.1021/es032333c
- Lipczynska-Kochany, E. (2018). Effect of climate change on humic substances and associated impacts on the quality of surface water and groundwater: A review. *Science of The Total Environment*, 640-641, 1548-1565. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.376>
- Mantoura, R. F. C., & Riley, J. P. (1975). The analytical concentration of humic substances from natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 76(1), 97-106. doi:[https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(01\)81990-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(01)81990-5)
- McKnight, D. M., Boyer, E. W., Westerhoff, P. K., Doran, P. T., Kulbe, T., & Andersen, D. T. (2001). Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*, 46(1), 38-48. doi:10.4319/lo.2001.46.1.0038
- Ministère des Affaires Municipales et de l'Occupation du Territoire (MAMOT). (2014). *Rapport Annuel de l'usage de l'eau potable 2014* (Rapport n° 978-2-550-75959-1). Tiré de http://www.mamot.gouv.qc.ca/fileadmin/publications/grands_dossiers/strategie_eau/rapport_usage_eau_potable_2014.pdf
- Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP). (2005). *Règlement sur la qualité de l'eau potable*. Canada: Gouvernement du Québec. Tiré de http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/Q_2/Q2R18_1_1.htm
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017). Répertoire des installations municipales de production d'eau potable approvisionnées en eau de surface. Tiré de <http://www.mddecc.gouv.qc.ca/eau/potable/production/index.asp>
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2018). *Fiche d'évaluation technique - Actiflo® + Dusenflo®*. Canada: Tiré de <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/actiflo.pdf>
- Nyström, M., Ruohomäki, K., & Kaipia, L. (1996). Humic acid as a fouling agent in filtration. *Desalination*, 106(1), 79-87. doi:[https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(96\)00095-1](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(96)00095-1)
- Ødegaard, H., & Koottatep, S. (1982). *Removal of humic substances from natural water by reverse osmosis* (vol. 16).
- Organisation mondiale de la Santé (OMS). (2018). Eau et Santé Tiré de <https://www.who.int/globalchange/ecosystems/water/fr/>
- Parlanti, E., Wörz, K., Geoffroy, L., & Lamotte, M. (2000). Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs. *Organic Geochemistry*, 31(12), 1765-1781. doi:[https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00124-8](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00124-8)

- Perdue, E. M., & Ritchie, J. D. (2003). 5.10 - Dissolved Organic Matter in Freshwaters A2 - Holland, Heinrich D. Dans K. K. Turekian (édit.), *Treatise on Geochemistry* (p. 273-318). Oxford: Pergamon.
- Plourde-Lescelleur, F., Papineau, I., Carrière, A., Gadbois, A., & Barbeau, B. (2014). NOM removal: evaluating five process alternatives to alum coagulation. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 64(3), 278-289. doi:10.2166/aqua.2014.090
- Pontié, M., Thekkedath, A., Kecili, K., Habarou, H., Suty, H., & Croué, J. P. (2007). Membrane autopsy as a sustainable management of fouling phenomena occurring in MF, UF and NF processes. *Desalination*, 204(1), 155-169. doi:<https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.538>
- Pressman, J. G., McCurry, D. L., Parvez, S., Rice, G. E., Teuschler, L. K., Miltner, R. J., & Speth, T. F. (2012). Disinfection byproduct formation in reverse-osmosis concentrated and lyophilized natural organic matter from a drinking water source. *Water Research*, 46(16), 5343-5354. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.020>
- Pressman, J. G., Richardson, S. D., Speth, T. F., Miltner, R. J., Narotsky, M. G., Hunter, I. I. E. S., . . . Simmons, J. E. (2010). Concentration, Chlorination, and Chemical Analysis of Drinking Water for Disinfection Byproduct Mixtures Health Effects Research: U.S. EPA's Four Lab Study. *Environmental Science & Technology*, 44(19), 7184-7192. doi:10.1021/es9039314
- Rossmann, P. D., Boccelli, D. L., & Pressman, J. G. (2017). Characterizing Ohio River NOM Variability and Reconstituted-Lyophilized NOM as a Source Surrogate. *Journal - American Water Works Association*, 109, E1-E9. doi:10.5942/jawwa.2017.109.0008
- Santé Canada. (2000). *Relevé des maladies transmissibles au Canada*.
- Santé Canada. (2006). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: document technique. Les trihalométhanes*. Ottawa, Ontario, Canada: Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédérale-provincial-territorial sur la santé et l'Environnement. Tiré de http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/trihalomethanes/trihalomethanes_f.pdf
- Santé Canada. (2008). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: les acides haloacétiques dans l'eau potable*. Ottawa, Ontario: Comité Fédéral-Provincial-Territorial sur l'Eau Potable. Tiré de http://dsp-psd.tpsgc.gc.ca/collection_2009/sc-hc/H128-1-08-548F.pdf
- Santé Canada. (2019). *Document de conseils sur la matière organique naturelle dans l'eau potable - pour consultation publique*.
- Schaep, J., Van der Bruggen, B., Vandecasteele, C., & Wilms, D. (1998). Influence of ion size and charge in nanofiltration. *Separation and Purification Technology*, 14(1), 155-162. doi:[https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(98\)00070-7](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(98)00070-7)
- Serkiz, S. M., & Perdue, E. M. (1990). Isolation of dissolved organic matter from the suwannee river using reverse osmosis. *Water Research*, 24(7), 911-916. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90142-S](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(90)90142-S)
- Shapiro, J. (1957). Chemical and Biological Studies on the Yellow Organic Acids of Lake Water1. *Limnology and Oceanography*, 2(3), 161-179. doi:10.1002/lno.1957.2.3.0161

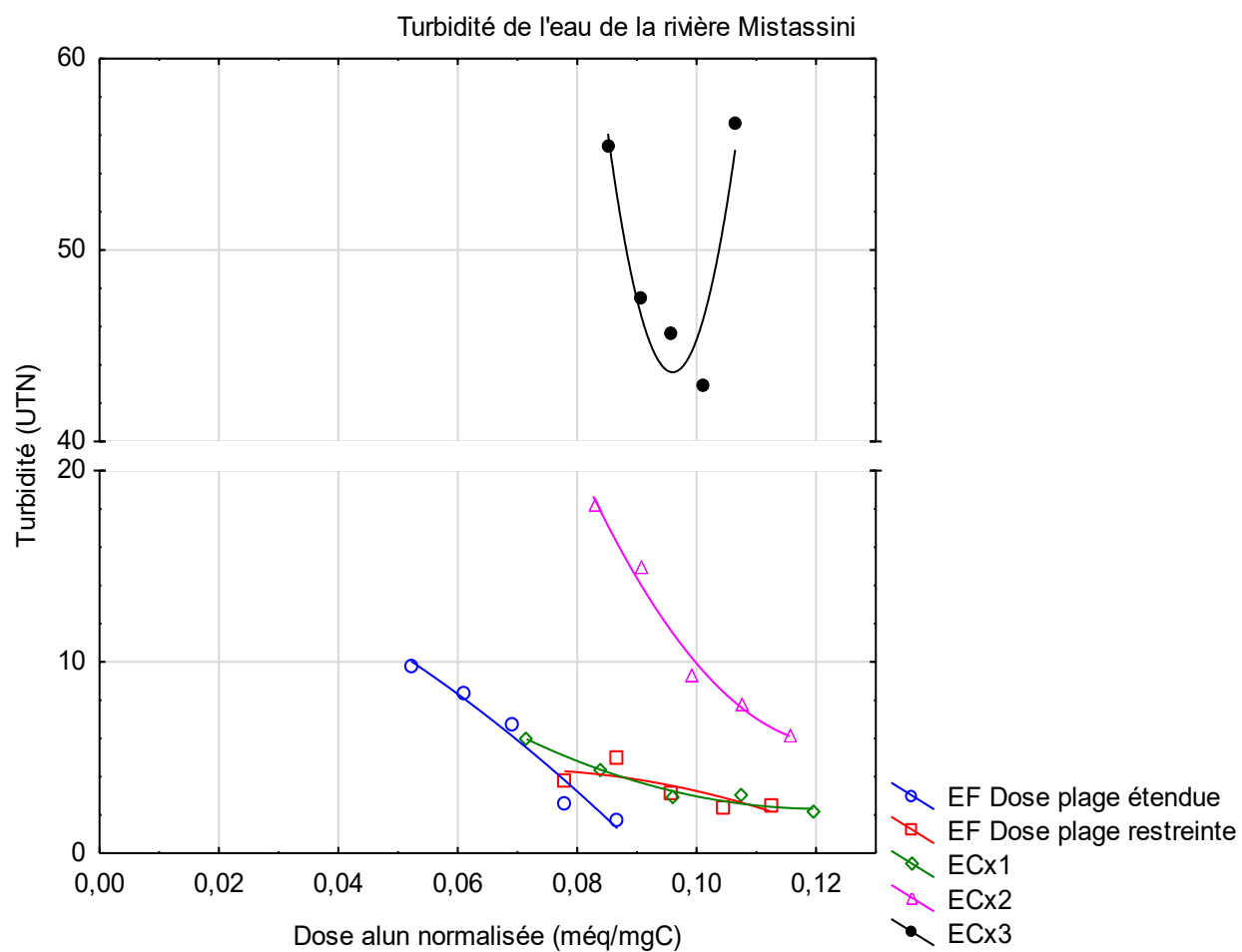
- Sharp, E. L., Jarvis, P., Parsons, S. A., & Jefferson, B. (2006). Impact of fractional character on the coagulation of NOM. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 286(1), 104-111. doi:<https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2006.03.009>
- Siddiqui, M., Amy, G., Ryan, J., & Odem, W. (2000). Membranes for the control of natural organic matter from surface waters. *Water Research*, 34(13), 3355-3370. doi:[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00024-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00024-5)
- Sillanpää, M. (2015). *Natural Organic Matter in Water*: Butterworth-Heinemann.
- Sillanpää, M., Ncibi, M. C., Matilainen, A., & Vepsäläinen, M. (2018). Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: A comprehensive review. *Chemosphere*, 190, 54-71. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.113>
- Snoeyink, V. L., & Jenkins, D. (1980). *Water chemistry*: John Wiley.
- Subhi, N., Henderson, R., Stuetz, R., Chen, V., & Le-Clech, P. (2011). *Potential of fluorescence excitation emission matrix (FEEM) analysis for foulant characterisation in membrane bioreactors (MBRs)* (vol. 34).
- Summers, R. S., Hooper, S. M., Shukairy, H. M., Solarik, G., & Owen, D. (1996). Assessing DBP yield: uniform formation conditions. *Journal American Water Works Association*, 88(6), 80-93. Tiré de <http://proquest.umi.com/pqdweb?index=0&did=37882833&SrchMode=1&sid=1&Fmt=6&VInst=PROD&VType=PQD&RQT=309&VName=PQD&TS=1138843376&clientId=43390>
- Świetlik, J., Dąbrowska, A., Raczyk-Stanisławiak, U., & Nawrocki, J. (2004). Reactivity of natural organic matter fractions with chlorine dioxide and ozone. *Water Research*, 38(3), 547-558. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.034>
- Tang, C. Y., Chong, T. H., & Fane, A. G. (2011). Colloidal interactions and fouling of NF and RO membranes: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 164(1), 126-143. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.10.007>
- Teixeira, M. R., & Rosa, M. J. (2006). The impact of the water background inorganic matrix on the natural organic matter removal by nanofiltration. *Journal of Membrane Science*, 279(1), 513-520. doi:<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2005.12.045>
- Thorsen, T. (2004). Concentration polarisation by natural organic matter (NOM) in NF and UF. *Journal of Membrane Science*, 233(1), 79-91. doi:<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2004.01.003>
- Thurman, E. M., & Malcolm, R. L. (1981). Preparative isolation of aquatic humic substances. *Environmental Science & Technology*, 15(4), 463-466. doi:10.1021/es00086a012
- U.S.EPA. (1992). Method 524.2: Measurement of Purgeable Organic Compounds in Water by Capillary Column Gas Chromatography/Mass Spectrometry, Revision 4.1.
- USEPA. (2005). Method 4153 Determination Of Total Organic Carbon And Specific UV Absorbance At 254 Nm In Source Water And Drinking Water. Tiré de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=2000D1TP.txt>

- Uyak, V., Koyuncu, I., Oktem, I., Cakmakci, M., & Toroz, I. (2008). Removal of trihalomethanes from drinking water by nanofiltration membranes. *Journal of Hazardous Materials*, 152(2), 789-794. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.082>
- Uyak, V., & Toroz, I. (2007). Disinfection by-product precursors reduction by various coagulation techniques in Istanbul water supplies. *Journal of Hazardous Materials*, 141(1), 320-328. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.07.007>
- Van der Bruggen, B., Schaep, J., Wilms, D., & Vandecasteele, C. (1999). Influence of molecular size, polarity and charge on the retention of organic molecules by nanofiltration. *Journal of Membrane Science*, 156(1), 29-41. doi:[https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(98\)00326-3](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(98)00326-3)
- Ventresque, C., Gisclon, V., Bablon, G., & Chagneau, G. (2000). An outstanding feat of modern technology: the Mery-sur-Oise nanofiltration Treatment plant (340,000 m³/d). *Desalination*, 131(1), 1-16. doi:[https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)90001-8](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)90001-8)
- Visvanathan, C., Marsono, B. D., & Basu, B. (1998). Removal of THMP by nanofiltration: Effects of interference parameters. *Water Research*, 32(12), 3527-3538. doi:[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00151-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00151-1)
- Volk, C., Bell, K., Ibrahim, E., Verges, D., Amy, G., & LeChevallier, M. (2000). Impact of enhanced and optimized coagulation on removal of organic matter and its biodegradable fraction in drinking water. *Water Research*, 34(12), 3247-3257. doi:[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00033-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00033-6)
- Weber, J. H., & Wilson, S. A. (1975). The isolation and characterization of fulvic acid and humic acid from river water. *Water Research*, 9(12), 1079-1084. doi:[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(75\)90105-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(75)90105-0)
- Xing, Y. (2010). *Characterization of dissolved organic carbon in prairie surface water using FTIR spectroscopy (M.Sc.thesis)*. (University of Saskatchewan, Saskatchewan, Canada). Tiré de <http://hdl.handle.net/10388/etd-04092010-141028>
- Yan, M., Wang, D., Qu, J., Ni, J., & Chow, C. W. K. (2008). Enhanced coagulation for high alkalinity and micro-polluted water: The third way through coagulant optimization. *Water Research*, 42(8), 2278-2286. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.12.006>
- Zularisam, A. W., Ismail, A. F., Salim, M. R., Sakinah, M., & Ozaki, H. (2007). The effects of natural organic matter (NOM) fractions on fouling characteristics and flux recovery of ultrafiltration membranes. *Desalination*, 212(1), 191-208. doi:<https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.10.010>

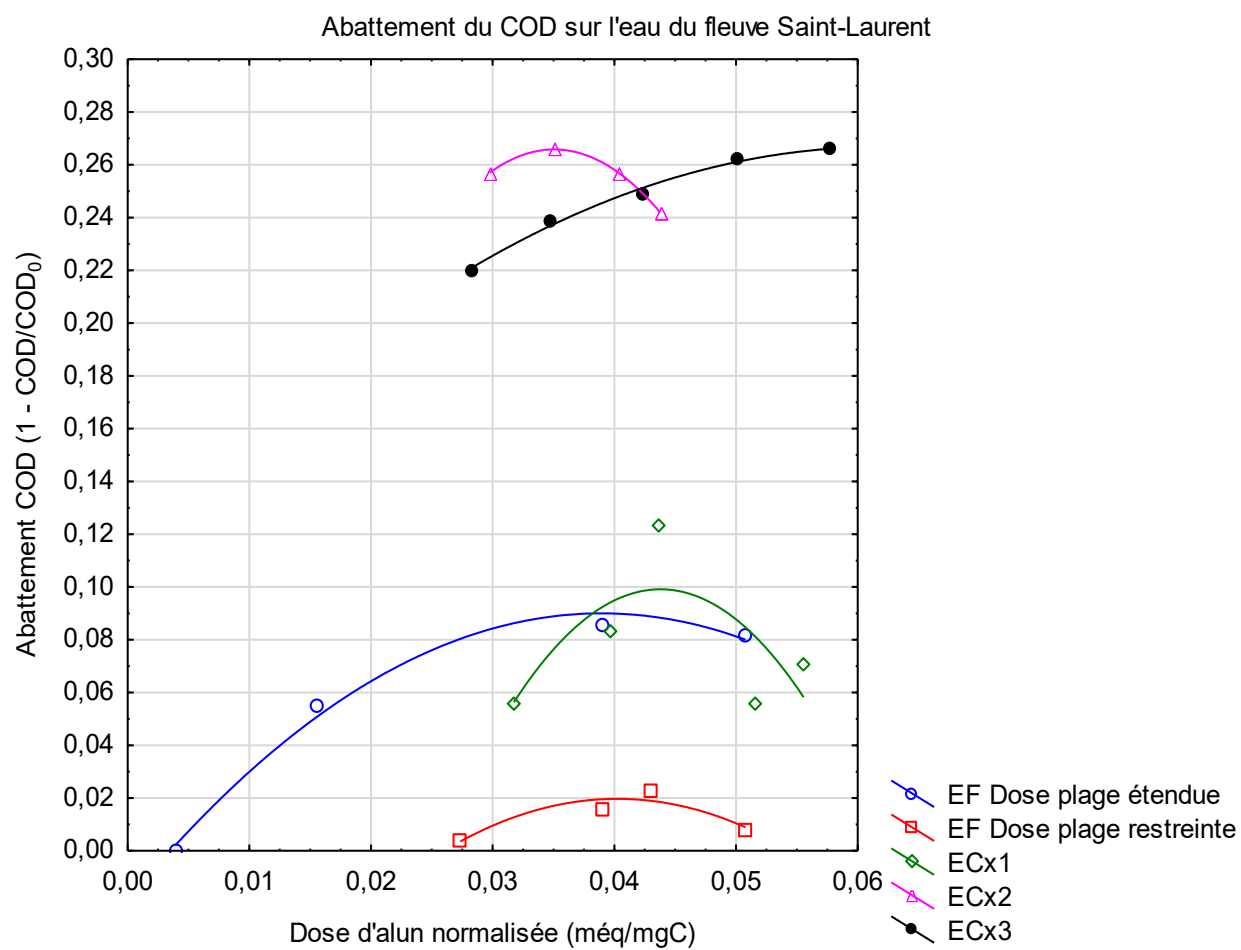
ANNEXE A – TURBIDITÉ DE L'EAU DU FLEUVE SAINT-LAURENT

ANNEXE B – TURBIDITÉ DE L'EAU DE LA RIVIÈRE-DES-PRAIRIES

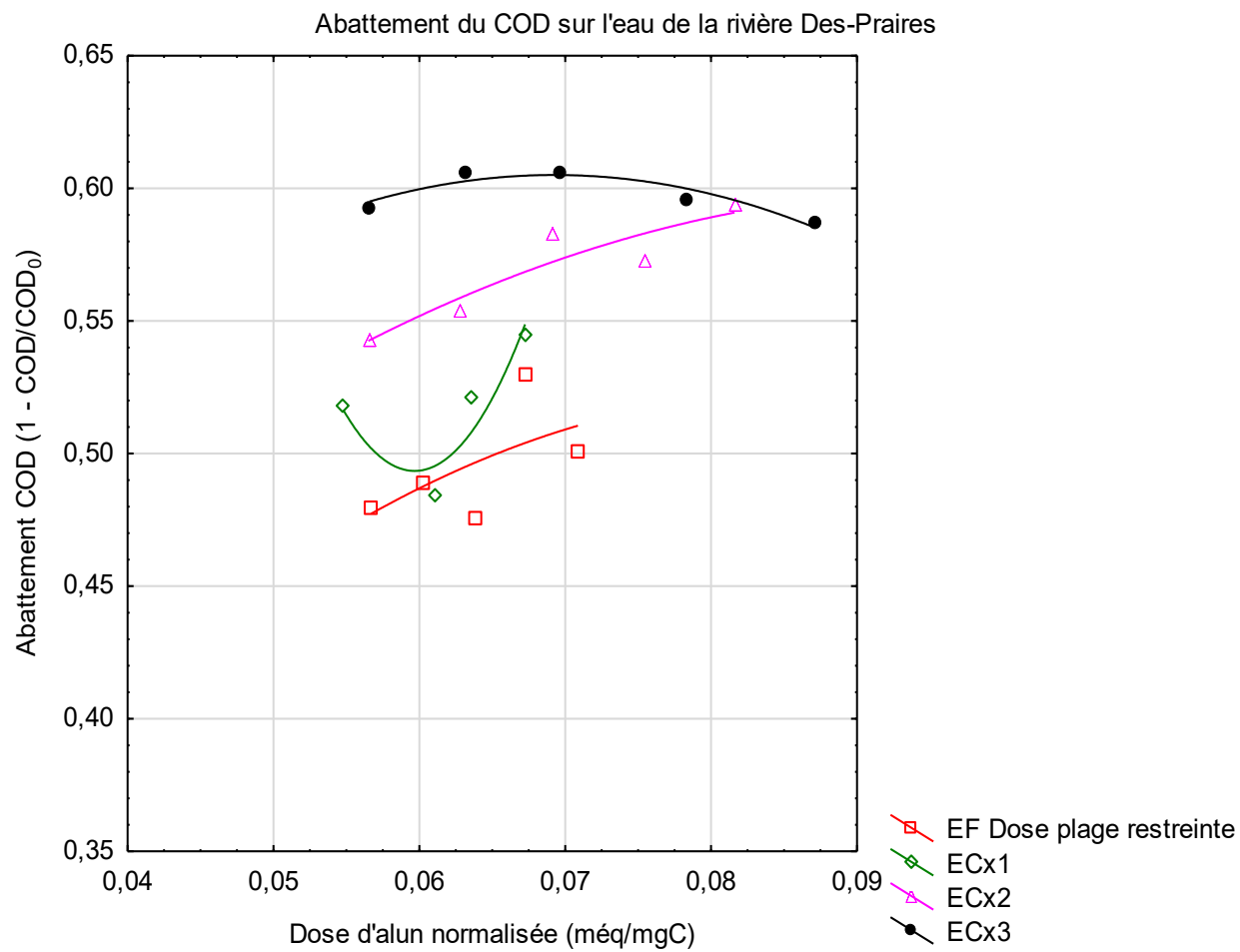
ANNEXE C – TURBIDITÉ DE L'EAU DE LA RIVIÈRE MISTASSINI



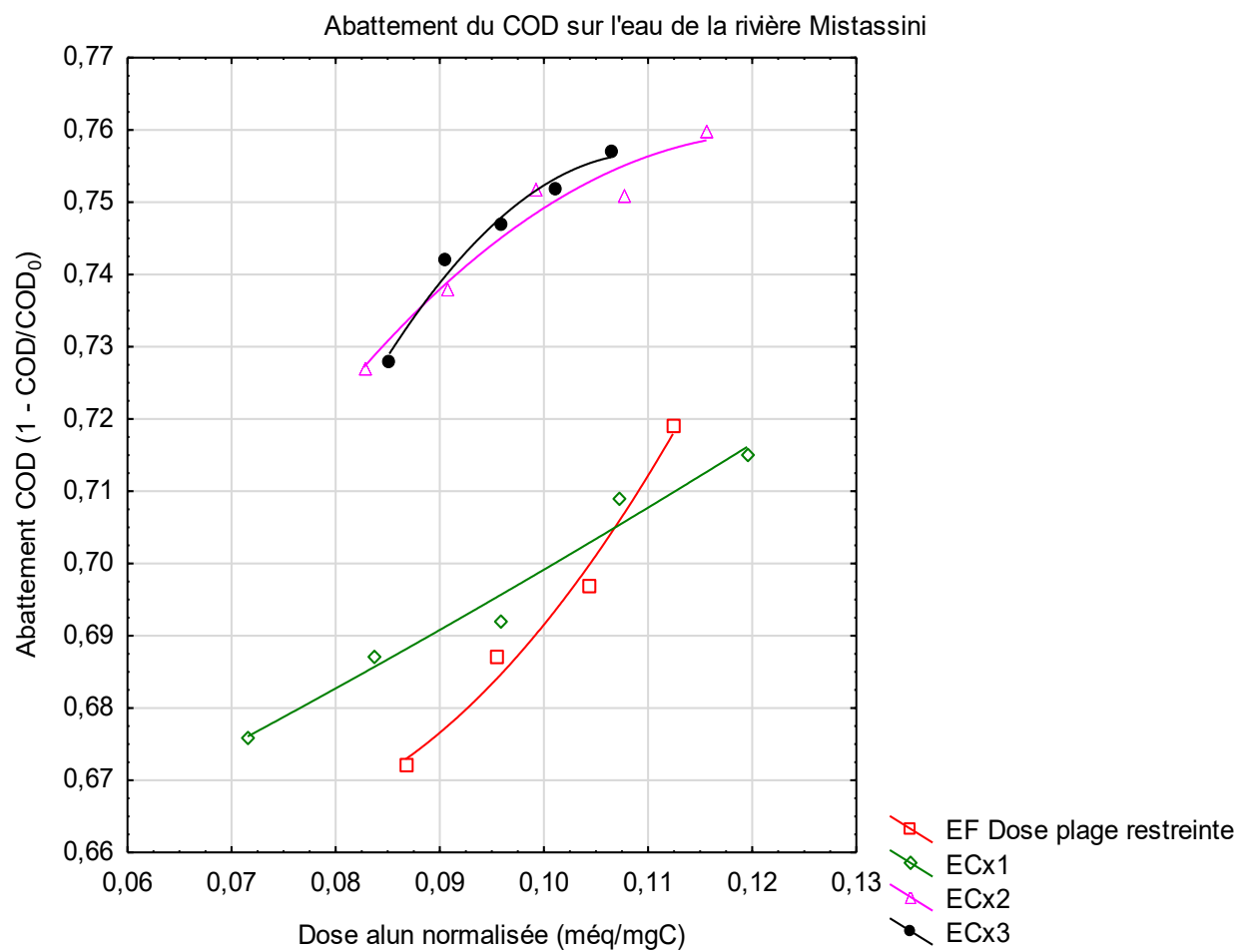
ANNEXE D – ABATTEMENT DU COD SUR L'EAU DU FLEUVE SAINT-LAURENT

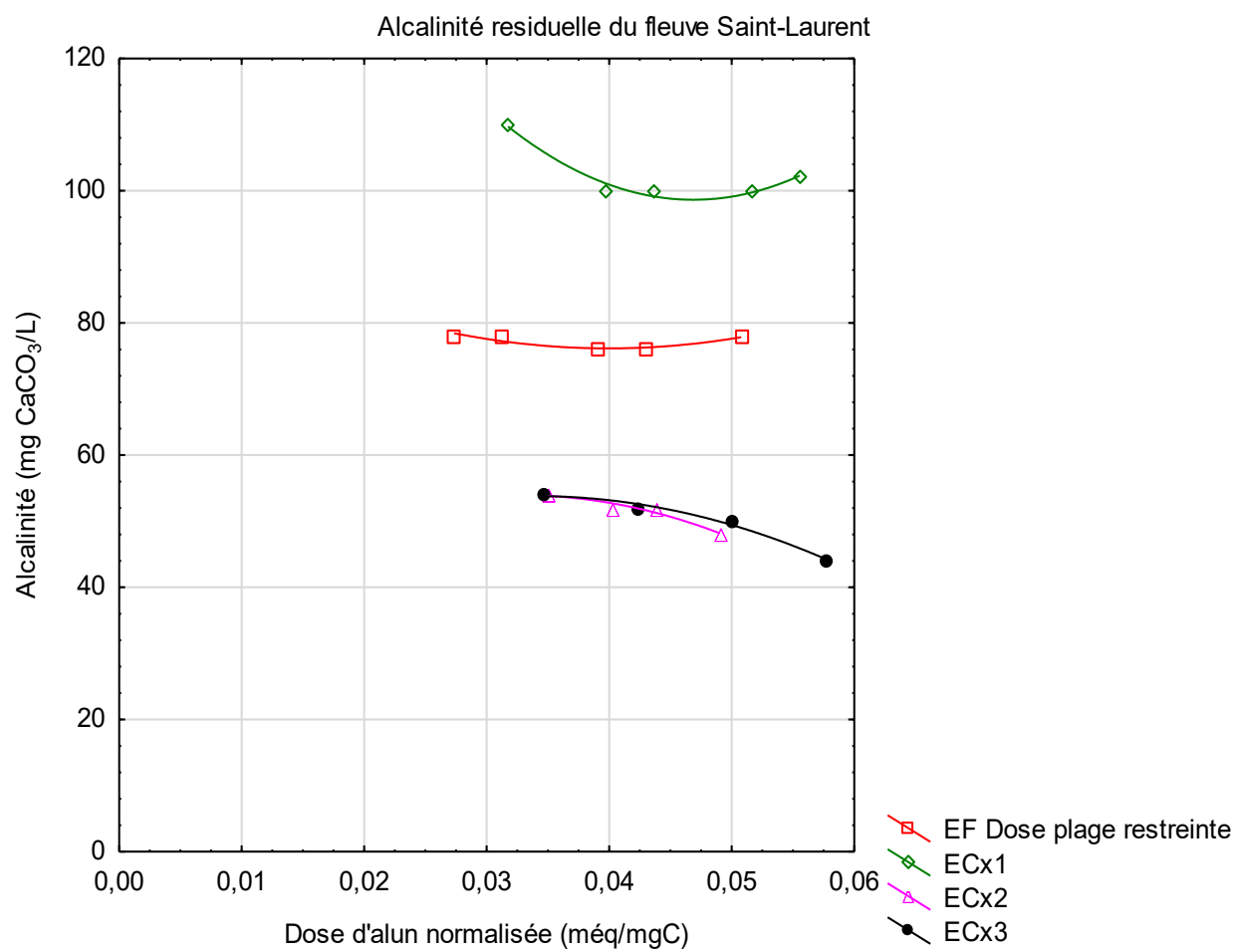


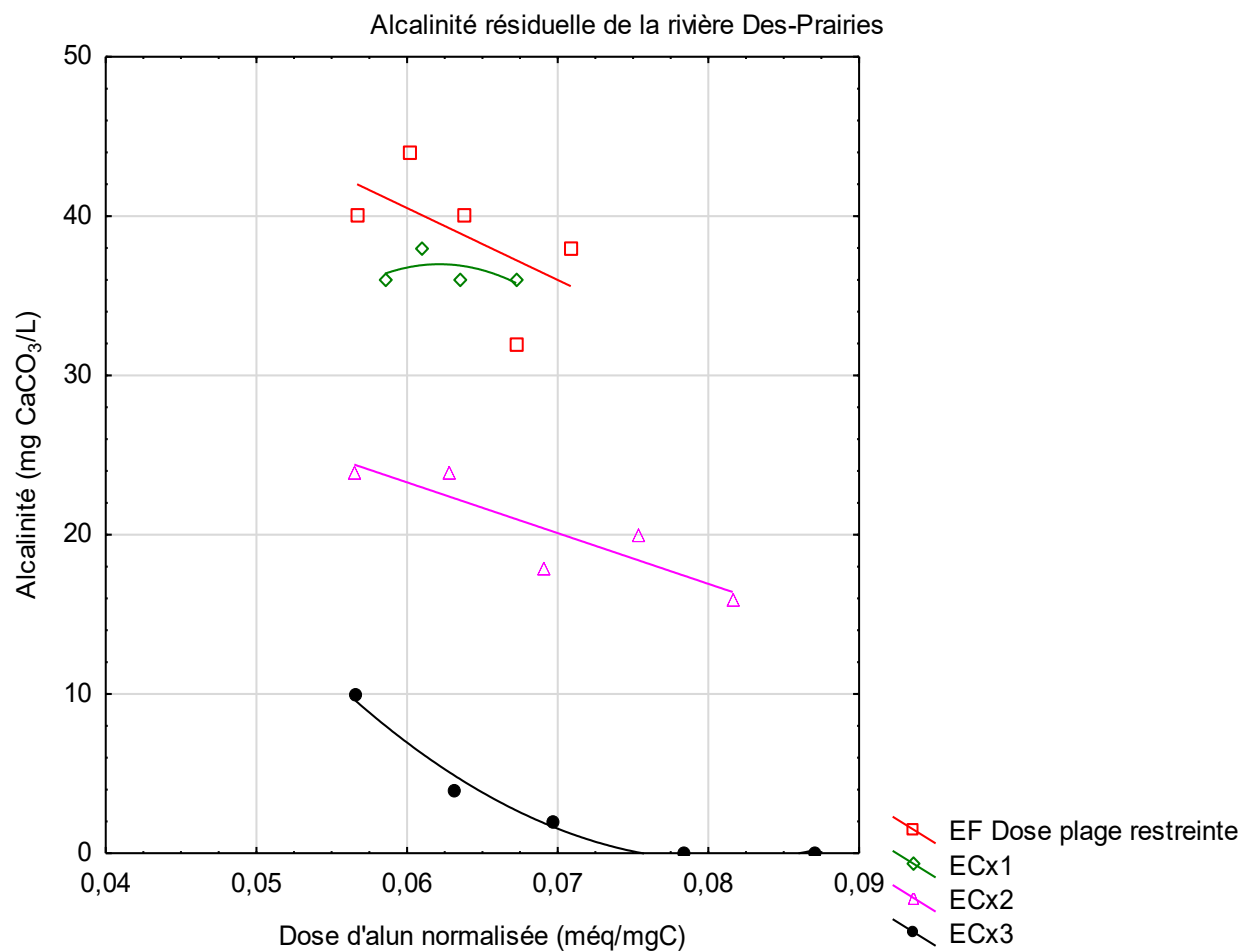
ANNEXE E – ABATTEMENT DU COD SUR L'EAU DE LA RIVIÈRE-DES-PRAIRIES



ANNEXE F – ABATTEMENT DU COD SUR L'EAU DE LA RIVIÈRE MISTASSINI



ANNEXE G – ALCALINITÉ DE L'EAU DU FLEUVE SAINT-LAURENT

ANNEXE H – ALCALINITÉ DE L'EAU DE LA RIVIÈRE-DES-PRAIRIES

ANNEXE I – ALCALINITÉ DE L'EAU DE LA RIVIÈRE MISTASSINI